Environment Canada Environnement Canada

National Hydrology Research Institute

NHRI PAPER NO. 33
IWD SCIENTIFIC SERIES NO. 153

Reconnaissance of the Chemical and Biological Limnology in Four Large Lakes of the Yukon River Basin

R.A. Kirkland and C.B.J. Gray

NHRI

INLAND WATERS DIRECTORATE
NATIONAL HYDROLOGY RESEARCH INSTITUTE
NATIONAL HYDROLOGY RESEARCH CENTRE
SASKATOON, SASKATCHEWAN, 1986
(Disponible en français sur demande)

Published by authority of
the Minister of the Environment

©Minister of Supply and Services Canada 1986

Cat. No. En -502/153E

ISBN 0-662-15054-6

Contents

	Page
ABSTRACT	v
RÉSUMÉ	v
INTRODUCTION	1
METHODS	2
RESULTS	3
Hydrology	3
Chemistry	4
Conductivity	4
Nutrient chemistry	4
Biology	7
Phytoplankton-chlorophyll	7
Phytoplankton biovolume and numbers	8
Phytoplankton taxonomy	8
Zooplankton volume and weight	9
Zooplankton taxonomy	9
DISCUSSION	9
Physics	10
Temperature	10
Mixing	10
Flushing	10
Turbidity	10
Nutrient chemistry	10
Phosphorus	10
Nitrogen	10
Specific physical-chemical interactions	11
Atlin and Tagish	11
Marsh	11
Laberge	11
Biology	12
Phytoplankton	12
Zooplankton	13
EFFECTS OF FUTURE DEVELOPMENT	14
FUTURE WORK	15
ACKNOWLEDGMENTS	15
REFERENCES	16
APPENDIX A. Yukon Basin headwater hydrology	17
APPENDIX B. Algal data	19
APPENDIX C. Zooplankton data	21

Tables

		Page
1.	Lake morphometry	2
2.	Sampling schedule	3
3.	Residence times	3
4.	Average phosphorus concentrations in the epilimnion during each sampling	4
5.	Annual and growing season average phosphorus concentrations in the epilimnion	5
6a.	Epilimnion nitrogen values	5
6b.	Whole lake nitrogen values	6
7.	Annual and growing season average nitrogen concentrations in the epilimnion	7
8.	Chlorophyll	8
9.	Average algal volumes	8
10.	Average growing season zooplankton standing stock	9
11.	Zooplankton assemblages	9
12.	Regression relationships between values during the growing season	12
13.	Summary of lake characteristics	14

Illustrations

Figure 1.	Location map of the study area	1
Figure 2.	Drainage basins and hydrometric gauging stations	3
Figure 3.	Schematic flowchart of the study area	3
Figure 4.	Atlin Lake – epilimnion nitrogen species concentrations and composition	6
Figure 5.	Tagish Lake – epilimnion nitrogen species concentrations and composition	6
Figure 6.	Marsh Lake – epilimnion nitrogen species concentrations and composition	7
Figure 7.	Lake Laberge – epilimnion nitrogen species concentrations and composition	7
Figure 8.	Lakewide average (a) chlorophyll concentrations, (b) algal volumes and (c) zooplankton concentrations	8

Abstract

Limnological surveys were conducted on four large lakes (Atlin, Tagish, Marsh and Laberge) of the Yukon River system on four occasions during 1982 and 1983. Nutrient levels are very low, as are algal and zooplankton biomass, indicating that the lakes are ultraoligotrophic. Physical factors (i.e. flushing, turbidity, etc.) have pronounced effects on the chemistry and biology of these lakes. Comparisons are made to other northern Canadian and European lakes. Observations on possible effects of future development are made as well as recommendations for further research.

Résumé

En quatre occasions, en 1982 et 1983, on a étudié les caractéristiques limnologiques de quatre grands lacs (Atlin, Tagish, Marsh et Laberge) du bassin du fleuve Yukon. Comme le montrent les très faibles concentrations d'éléments nutritifs et la très faible biomasse des algues et du zooplancton, ces lacs sont ultra-oligotrophes. Les facteurs physiques (c'est-à-dire, le renouvellement de l'eau des lacs, la turbidité, etc.) ont un effet prononcé sur les caractéristiques chimiques et biologiques des lacs. Des comparaisons sont établies entre ces lacs et d'autres lacs du Nord du Canada et de l'Europe. Des observations portent sur les effets possibles de mises en valeur ultérieures, tandis que des recommandations portent sur la recherche à faire.

Reconnaissance of the Chemical and Biological Limnology in Four Large Lakes of the Yukon River Basin

R.A. Kirkland and C.B.J. Gray

INTRODUCTION

Increased interest in the development of the Canadian North has focused attention on hydroelectric projects, linear installations (pipelines, highways), and mining. These types of projects, particularly hydro-development, have the potential for significant environmental impacts on lakes, reservoirs and rivers. Major developments have been proposed in the area of the Yukon River and its large headwater lakes (Canada, Yukon and British Columbia, 1979). Detailed limnological information on this system has not been collected in any consistent manner over the years since the initial studies by Withler (1956). In addition, as little is known about the limnology of large northern lakes, new data on their chemistry and microbiology will be helpful in understanding the processes influencing northern freshwaters. The development and modification of techniques for doing limnological work in northern environments were also considered of value for both the current study and for future investigations in the North.

The two principal concerns (potential development and lack of understanding of processes) provided the impetus for the National Water Research Institute to undertake a reconnaissance study of four of the headwater lakes of the mainstem Yukon River: Atlin, Tagish, Marsh and Laberge (Fig. 1).

The study area is in the northwest corner of British Columbia and the southwest Yukon Territory, spanning 60° N latitude. With a yearly mean temperature of about -1°C and an elevation of 600-700 m, the vegetation/climate is subalpine/subarctic.

The lakes are aligned south to north, extending from the Boundary range of the Coast mountains onto the Yukon plateau (Bostock, 1946). Their morphometric parameters are summarized in Table 1 (Pharo 1981a, b; Pharo and Chamberlain, 1983a).

Inflows to the system are derived from glaciers to the south and west and snowmelt/surface runoff to the east and north. Snowmelt is complete by late May or early June at which time ice-out usually occurs. Peak flows from glacial sources occur later, about mid-August.

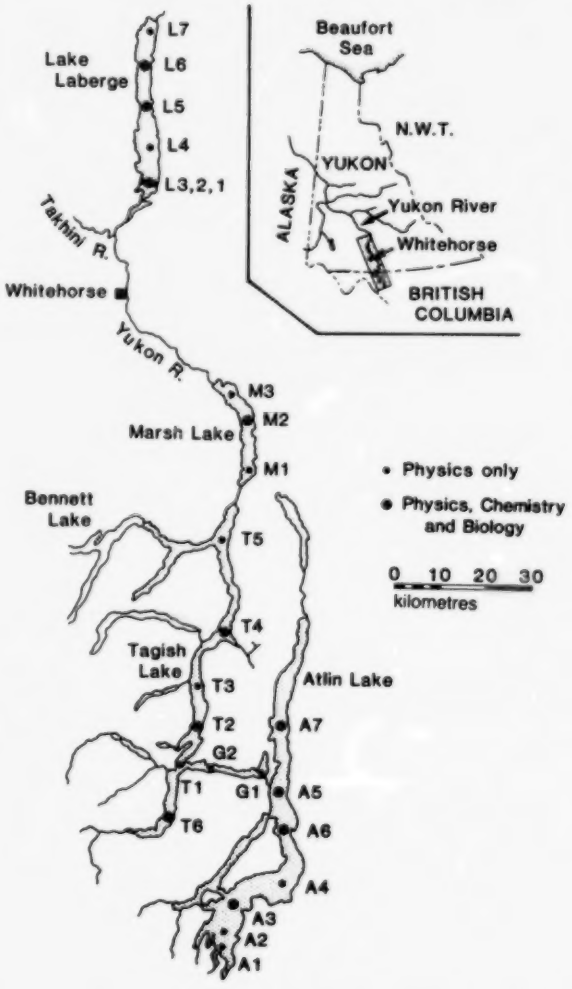

Figure 1. Location map of the study area.

Table 1. Lake Morphometry

Lake	Elevation (m)	Z_{max} (m)	Z_{mean} (m)	Length (km)	Width (km)	Area (km^2)	Volume (km^3)
Atlin*	670	283	86	103	5.7	589	54.4
Tagish	656	307	62	108	3.7	353	21.8
Marsh	654	52	13	30	3.2	96	1.2
Laberge	628	146	54	48	4.2	201	10.8

* Withler (1956).

METHODS

A synoptic sampling strategy, combining chemical and biological sampling with a physical limnology survey, was adopted. Sampling was conducted throughout one limnological cycle but was constrained by time, cost and manpower limitations to four trips.

The survey area presented some difficult technical problems as a result of its size and climatic extremes. The sampling details are outlined in Table 2.

The use of a boat (18-ft runabout) in June 1982 permitted the collection of the largest number of samples per station, and the largest volume of water for each sample. However, this sampling routine only permitted sampling at six of the ten intended chemistry stations (Fig. 1); no "physics only" stations were monitored, and it required five days of calm weather for sample collection. An additional two to three days were required to process samples.

Subsequent monitors were carried out using aircraft, but this necessitated a reduction in the number of samples per station and the volume sampled. Sampling from a float-equipped aircraft (Cessna 206) was done using a hand-cranked winch system attached directly to the aircraft's seat tracks. Through-ice sampling was done using the same winch package on a removable base platform (Marles, 1985). Monitoring by aircraft required four to seven days in total, depending primarily on weather and the rate at which samples could be processed in the field laboratory at Whitehorse, Yukon Territory.

The March trip required a further reduction in the number of samples taken per station because of the decreased capacity of the smaller ski-equipped aircraft and the necessity of carrying winter survival gear.

Physical data (conductivity, temperature and depth) were collected at each station using an Applied Microsystems CTD system (Carmack and Marles, 1986). Chemistry and biology samples were then collected at selected stations. Dissolved oxygen samples (modified Winkler method) were fixed immediately; zooplankton samples (collected with a 0.25-m^2 Wisconsin net, 110-μm mesh) were preserved with borax-buffered 4% formalin/sucrose solution (Haney and Hall, 1973).

Samples for the dissolved nutrient species (reactive silica, phosphorus, ammonia, nitrate + nitrite, and total dissolved nitrogen) were pressure-filtered (Sartorius SM 11106, 0.45-μm cellulose acetate filters presoaked in D.I. water) at the end of each sampling day. The soluble reactive phosphorus (SRP) samples were preserved with chloroform. All samples were kept cool and dark.

Dissolved oxygen titrations were completed within 48 h. Other chemistry samples were shipped by air and analyzed at the Water Quality Branch Laboratory in North Vancouver, B.C., within two weeks. The procedures used by the laboratory are outlined in their *Analytical Methods Manual* (Environment Canada, 1981).

Epilimnion samples for algal species identification and volume measurement were stored in 125-mL opaque plastic bottles and preserved with 2 mL of Lugol's solution. These samples were enumerated at a later date, at 125x and 500x magnification using the method of Utermohl (1958). Cell volume estimates were calculated on samples collected in March, using length/diameter measurements and formulae for simple geometric shapes.

Aliquots (2–3 mL) of the preserved zooplankton samples were transferred to a petri dish for identification and enumeration under a dissecting microscope. Estimates of the dry weight of zooplankton obtained in each haul were made by converting numbers of the various stages of the copepods to dry weight using a constant factor for each stage. The cladocerans were calculated using relationships of length and weight most appropriate to the species. The rotifers were converted from numbers to weight using a constant factor based on geometric shapes and a specific gravity of one. (Details are listed in Appendix C.)

Table 2. Sampling Schedule

Date	Transport	No. of samples per station	Volume sampled at each depth (L)
June 1982	Boat	12	8.0
August 1982	Float aircraft (Cessna 206)	6	2.5
October 1982	Float aircraft (Cessna 206)	6	2.5
March 1983	Ski-aircraft (Cessna 185)		
	Helicopter (Bell 206)	3	2.5

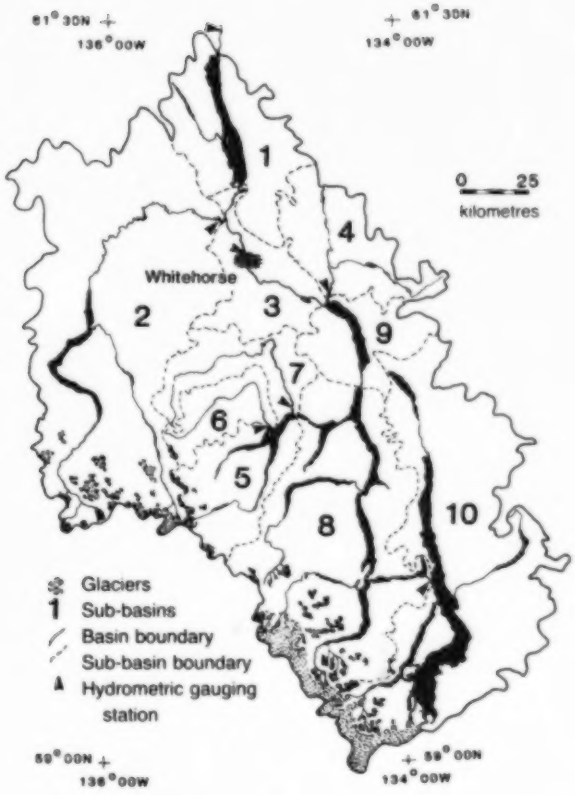

Figure 2. Drainage basins and hydrometric gauging stations.

RESULTS

Hydrology

Measured values of runoff and river flows (from hydrometric stations on Figure 2), and calculations of lake residence times are given in Appendix A. The most important results are summarized in Table 3. The minimum and maximum residence times, R_{min} and R_{max}, are calculated from the mean flow extremes, as listed in Appendix A.

A simplified schematic chart showing the percentage of the flow out of each lake originating from various sources is given in Figure 3.

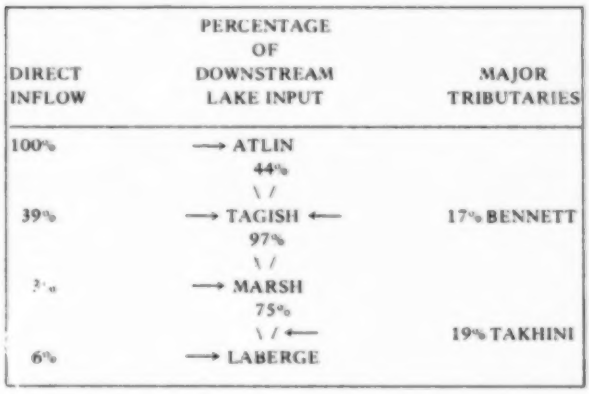

Figure 3. Schematic flowchart of the study area.

Table 3. Residence Times

Lake	Volume (km^3)	Residence time (yr)			Flushing rate (yr^{-1})		
		R_{mean}	R_{min}	R_{max}	R_{mean}^{-1}	R_{min}^{-1}	R_{max}^{-1}
Atlin	54.4	18.4	13.7	24.2	0.05	0.07	0.04
Tagish	21.8	3.25	2.42	4.27	0.31	0.41	0.23
Marsh	1.2	0.17	0.13	0.23	5.8	7.6	4.3
Laberge	10.8	1.06	0.80	1.41	0.93	1.3	0.71
Bennett	6.0	5.37	4.01	7.06	0.19	0.25	0.14

Chemistry

Only representative or summary data are shown. Full data listings are presented in a preliminary data report (Kirkland and Marles, 1983).

Conductivity

The range of specific conductivities (C_{25}) measured was small; most samples were between 85 and 105 $\mu S \cdot cm^{-1}$. The lowest values were found at the south Tagish station (and in a Bennett Lake surface sample). Atlin Lake had specific conductivities typically 20% higher than those of Tagish Lake. It is not known whether this was due to an overall lower salinity of Tagish inputs or to in-lake changes such as a higher evaporation rate in Atlin (Appendix A).

The linear regression between specific conductivity and the sum of ions (in milliequivalents) in deep samples from all lakes (June 1982) has a relatively high correlation coefficient.

$$\text{Sum of ions} = C_{25}\ (0.021) - 0.062 \qquad R^2 = 0.947 \qquad n = 36$$

The good correlation indicates that ratios between the various ions are relatively constant among the lakes and, therefore, the specific conductivity is a good measure of the sum of ions in these lakes.

A linear regression of the sum of ions (in parts per million) plus non-ionic reactive silica versus C_{25} also has a high correlation.

$$\text{TDS (ppm)} = C_{25}\ (0.479) + 6.405 \qquad R^2 = 0.892 \qquad n = 36$$

Nutrient Chemistry

To follow the effects of biological uptake and nutrient additions via rivers, lakewide average concentrations were calculated. The depth of the metalimnion at each station was assigned after inspection of the continuous temperature profiles (Carmack and Marles, 1986). Data at each station from the surface to the top of the metalimnion were integrated and then averaged with the other stations of each lake to produce the lakewide average concentrations.

Stations A3 in Atlin Lake and T6 in Tagish Lake, however, had nutrient values that differed considerably from the other stations in each lake. Both A3 and T6 are adjacent to inflow rivers that are mainly glacial in origin, and results from these stations produced a disproportionate weighting of lakewide averages. Therefore, results from these two stations were excluded from most averages of nutrient and biological parameters and were handled separately.

Annual and growing season averages were calculated for all data. The growing season was defined as including the June, August and October sampling dates.

Phosphorus

All phosphorus values were very low; total phosphorus (TP) rarely reached 10 ppb. The dissolved fraction (DP) was usually less than 5 ppb and was often at or below the detection limit of the method (1 ppb or $\mu g \cdot L^{-1}$).

Intra-lake TP values were almost uniform, with the particulate phosphorus (PP) fraction being the largest component. Near the inlet of Laberge during June, PP reached 10 ppb, likely due to riverine suspended sediment. Similar high values of PP were noted at the southern Atlin and Tagish stations in August when glacial runoff was greatest.

Differences in lakewide concentrations of the various phosphorus fractions (Table 4) throughout the year were minimal. Average lakewide PP values for Atlin and Tagish were highest in October, whereas Marsh and Laberge values

Table 4. Average Phosphorus Concentrations in the Epilimnion during Each Sampling

Sampling trip	TP	DP	SRP	PP
Atlin				
June	2.4	1.0	1.5	1.4
August	2.6	1.25	0.75	1.3
October	4.25	1.5	2.2	2.75
March	2.4	1.5	2.3	1.0
Atlin (-A3)				
June	2.3	1.0	1.3	1.3
August	1.9	1.1	0.5	0.8
October	3.0	1.0	1.5	2.0
March	2.25	2.1	2.0	0.1
Tagish (-T6)				
June	1.9	1.2	1.3	0.7
August	2.3	1.2	0.6	1.1
October	2.5	1.2	1.2	1.3
March	2.5	1.5	2.0	1.0
Marsh				
June	3.8	1.0	1.5	2.8
August	3.4	1.6	1.1	1.8
October	2.8	1.3	1.1	1.5
March	4.5	2.6	1.4	1.9
Laberge				
June	6.7	1.3	2.0	5.4
August	5.2	1.7	0.9	3.5
October	3.8	1.8	1.6	2.0
March	4.9	2.5	1.8	2.4

were highest in June. The DP values for all the lakes are highest in March and lowest in June.

Growing season (GS) and annual (An) averages (Table 5) generally increased downstream. Although the growing season dissolved components are less than their annual averages and particulate phosphorus is higher during the growing season, many of these averages are close to analytical detection limit.

Table 5. Annual and Growing Season Average Phosphorus Concentrations in the Epilimnion

	TP		DP		SRP		PP	
Lake	GS	An	GS	An	GS	An	GS	An
Atlin	3.1	2.9	1.25	1.3	1.5	1.7	1.8	1.6
At (-A3)	2.4	2.4	1.0	1.3	1.1	1.3	1.4	1.1
Ta (-T6)	2.2	2.3	1.2	1.3	1.0	1.3	1.0	1.0
Marsh	3.3	3.6	1.3	1.6	1.2	1.3	2.0	2.0
Laberge	5.2	5.2	1.6	1.8	1.5	1.6	3.6	3.3

GS – Growing season.
An – Annual.

Nitrogen

The nitrogen concentrations in these lakes were low but only rarely below detection limit. Depth-weighted mean values (Tables 6a and 6b) for the nitrogen fractions in the epilimnion of each lake are shown in Figures 4 to 7.

The three largest lakes (Atlin, Tagish and Laberge) had similar seasonal patterns with progressively higher concentrations occurring downstream. Both total dissolved nitrogen (TDN) and dissolved organic nitrogen (DON) were highest in these lakes in June. The dissolved inorganic nitrogen (DIN), also highest in June, reached a minimum in August.

Marsh Lake had nitrogen values that were quite different from those of the other lakes, with higher peaks for dissolved inorganic nitrogen (DIN) and particulate nitrogen (PN), as well as lower and more protracted minima for the inorganic nitrogen species. Marsh also had a marked decrease in the concentration of DIN between March and June, particularly in nitrate + nitrite nitrogen (NN).

The differences between growing season and annual averages (Table 7) were generally small except for Marsh Lake. In this lake the largest seasonal variation was in DIN, with the GS value only about one third of the An value. Dissolved organic nitrogen (DON) was always the largest TDN component especially in Marsh Lake where, during the growing season, more than 80% of TDN was DON.

Table 6a. Epilimnion Nitrogen Values ($\mu g \cdot L^{-1}$)

	TDN				PN				NN			
Lake	June	August	October	March	June	August	October	March	June	August	October	March
Atlin	85	43	52	65	3	4	7	6	20	2	22	20
A-A3	86	40	48	64	3	4	5	4	19	2	7	21
Tagish	83	53	66	67	5	9	5	7	22	14	21	35
T-T6	83	45	67	68	5	7	5	7	22	6	19	36
Marsh	69	52	56	100	15	21	5	15	2	1	2	33
Laberge	118	57	90	90	9	10	5	9	25	2	22	37

	AN				DIN				DON			
Lake	June	August	October	March	June	August	October	March	June	August	October	March
Atlin	15	6	6	11	34	9	28	31	51	35	24	34
A-A3	15	4	6	7	34	5	13	28	52	35	35	36
Tagish	14	5	10	10	36	19	31	45	47	35	35	23
T-T6	14	5	11	6	36	11	30	42	47	34	36	27
Marsh	12	4	4	30	14	6	5	63	55	47	51	37
Laberge	18	3	13	8	43	6	35	45	75	51	55	45

Table 6b. Whole Lake Nitrogen Values ($\mu g \cdot L^{-1}$)

Lake	TDN				PN				NN			
	June	August	October	March	June	August	October	March	June	August	October	March
Atlin	118	57	53	72	3	6	5	4	22	17	24	27
Tagish	91	68	72	74	4	8	5	4	29	28	30	38
Marsh	69	57	59	114	14	19	5	9	4	5	2	26
Laberge	129	77	94	99	7	7	5	5	30	29	30	44

Lake	AN				DIN				DON			
	June	August	October	March	June	August	October	March	June	August	October	March
Atlin	16	8	12	10	37	24	35	37	81	33	18	35
Tagish	13	7	8	16	41	35	38	54	50	32	34	20
Marsh	14	8	4	35	18	13	5	61	51	44	54	53
Laberge	14	4	11	6	43	33	41	51	85	43	53	48

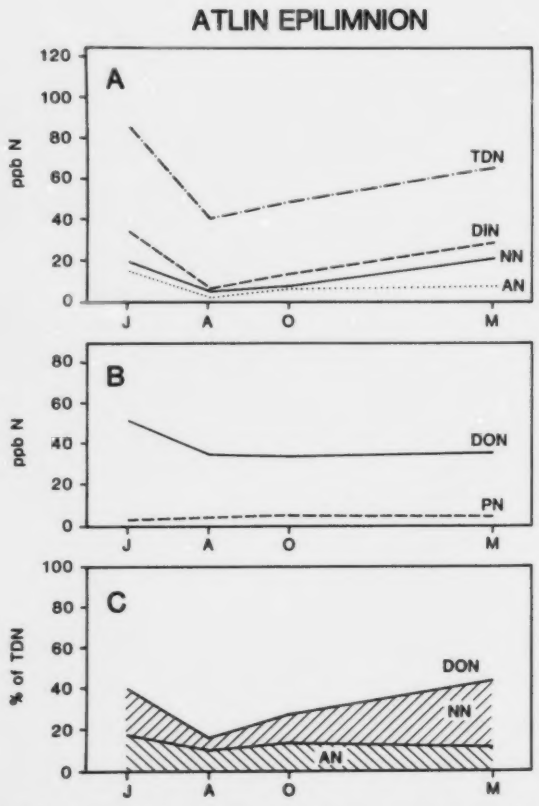

Figure 4. Atlin Lake – epilimnion nitrogen species concentrations and composition.

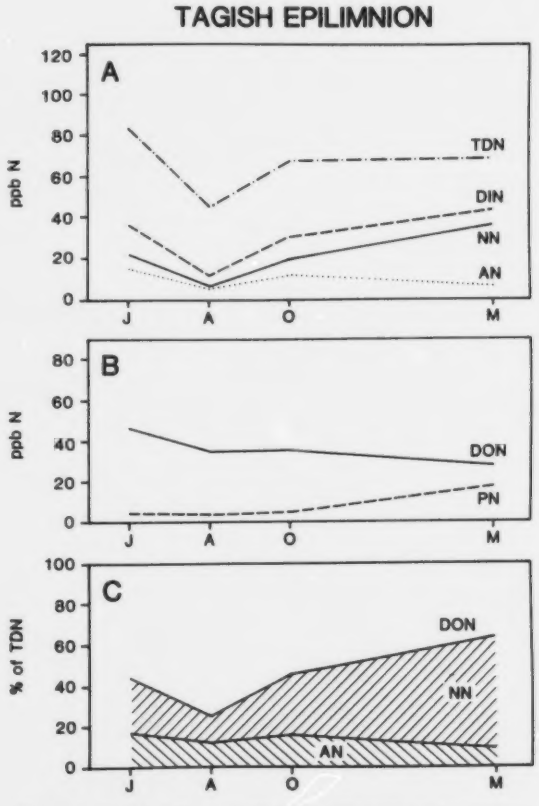

Figure 5. Tagish Lake – epilimnion nitrogen species concentrations and composition.

Table 7. Annual and Growing Season Average Nitrogen Concentrations in the Epilimnion

	TN		TDN		DIN		DON		PN	
Lake	GS	An	GS	An	GS	An	GS	An	GS	An
Atlin	65	66	60	61	23	26	37	36	4.3	4.75
AT (-A3)	62	64	58	60	17	20	41	40	3.8	3.8
TA (-T6)	71	72	65	66	26	30	39	36	5.7	5.9
Marsh	73	83	59	69	8	22	51	48	14	14
Laberge	96	97	88	89	28	32	60	57	8.0	8.3

GS – Growing season.
An – Annual.

With many of the phosphorus results near the analytical detection limit, the use of N:P ratios as a guide to the relative limitations on biological growth is difficult to interpret for these lakes. In June, the epilimnetic ratio is high, typically > 30, dropping to < 10 during August.

Oxygen

The dissolved oxygen values remained high (generally greater than 10 $mg \cdot L^{-1}$) in all lakes throughout the year. The percent saturation, corrected for temperature and elevation (after Mortimer, 1981), also remained high. The minimum observed was 79% saturation at 138 m in Lake Laberge during March.

Biology

Phytoplankton-Chlorophyll

Chlorophyll concentrations were low (0.06-0.8 $mg \cdot m^{-3}$) during the growing season. Lakewide averages are given in Table 8. The seasonal patterns in Tagish and Marsh were similar to those given in Figure 8a, with spring and fall maxima, and distinct summer minima. Atlin Lake had a somewhat similar pattern but without the strong spring peak. Laberge differed, its highest average occurring in the summer.

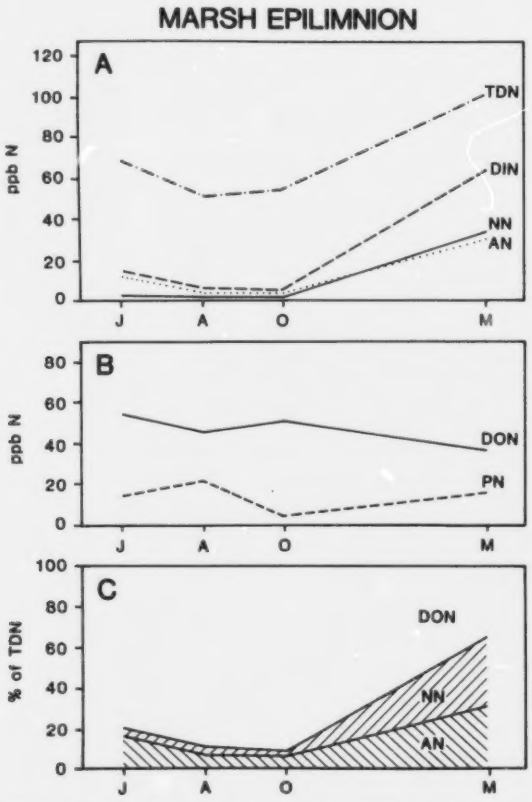

Figure 6. Marsh Lake – epilimnion nitrogen species concentrations and composition.

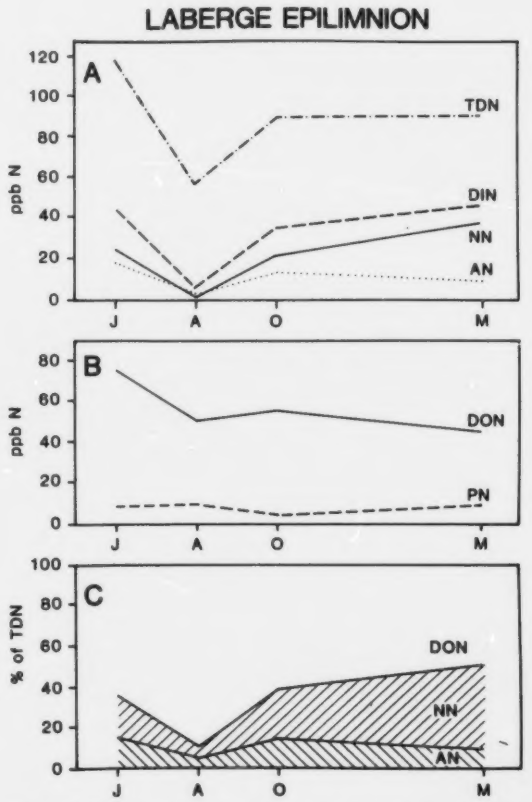

Figure 7. Lake Laberge – epilimnion nitrogen species concentrations and composition.

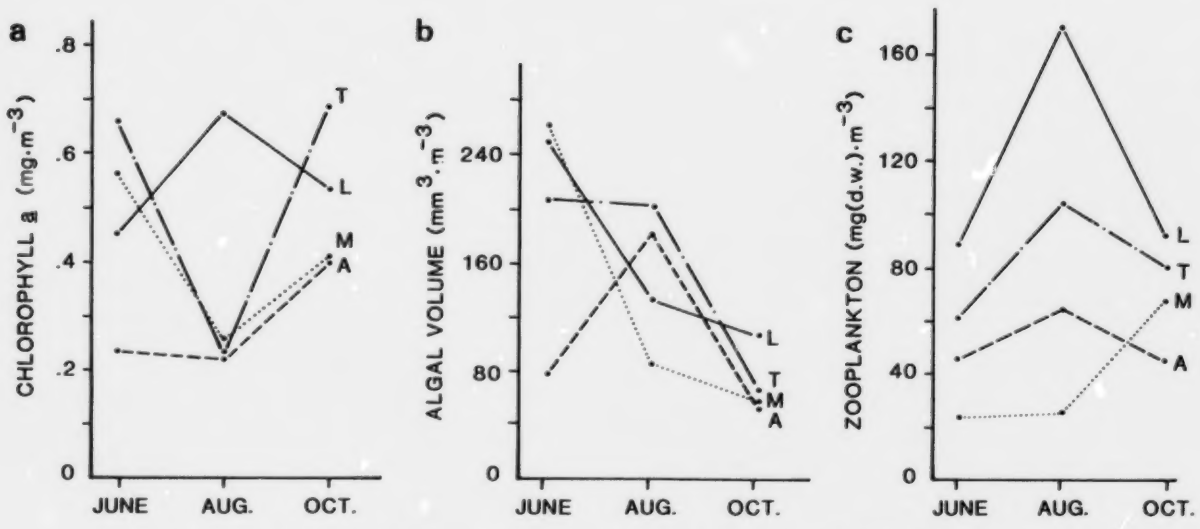

Figure 8. Lakewide average (a) chlorophyll concentrations, (b) algal volumes and (c) zooplankton concentrations.

These averages and seasonal patterns are crude, as the number of samples collected in August and October were reduced to two per station. The potential for missing significant chlorophyll accumulation was high in August when the mid-depth (10 m) sample was used for algae species enumeration. During October, however, samples were more representative because of rapid mixing of the epilimnion.

Table 8. Chlorophyll ($mg \cdot m^{-3}$)

Lake	Growing season		Annual	
	Mean	Percent pheophytin	Mean	Percent pheophytin
Atlin (-A3)	0.28	31	0.27	28
Tagish (-T6)	0.53	27	0.44	26
Marsh	0.41	39	0.35	38
Laberge	0.56	29	0.47	28

Note: Annual mean for A3 was 0.16 $mg \cdot m^{-3}$.

The only pronounced horizontal gradients observed within any given lake were from Atlin and Tagish. Values at the southern ends of these lakes were very low and were omitted from calculations of lakewide averages.

Phytoplankton Biovolume and Numbers

Algal volumes ranged from 30 to 306 $mm^3 \cdot m^{-3}$ during the growing season. Growing season and annual averages for the epilimnion are listed in Table 9. Two contrasting seasonal patterns are apparent (Fig. 8b): in Atlin and Tagish peak volumes were in August, and in Marsh and Laberge the peaks were in June.

Table 9. Average Algal Volumes ($mm^3 \cdot m^{-3}$)

Lake	Growing season	Annual
Atlin (+A3)	99	81
Tagish (-T6)	158	123
Marsh	135	116
Laberge	163	130

For several reasons, these values are only rough estimates of the total algal volume. First, they are based on only one sample per station, except in June when two samples were collected. Second, they are calculated from volume estimates for species observed in March and from literature values for species that were only observed during the growing season.

Cell numbers varied from 0.17 to 4.1 million cells per litre. The lowest values were obtained from samples 1 m below the ice in March, and the highest numbers were seen in June and August. Seasonally, the pattern of cell numbers was similar to the pattern for algal biovolume.

Phytoplankton Taxonomy

Chrysophyceae were the dominant algal group, both by number and volume (Appendix B). Cryptophytes and

diatoms were the next most important groups, depending on lake and season. Occasionally, dinoflagellates and chlorophytes also made up significant volumes. The magnification used in counting (500x) was not high enough to enumerate quantitatively the picoplankton (including cyanobacteria) which were observed.

The most common alga observed was an unidentified chrysophyceaen just under 8 μm in size. Other chrysophytes were *Chromulina mikroplankton, Ochromonas elegans* and *O. silvarum*. Common cryptophytes were *Rhodomonas lacustris* and *R. minuta* var. *nannoplanktonica*. Diatoms were represented by *Cyclotella glomerata* and colonial *Asterionella formosa*. A large *Periodinium* sp. (diameter 20 μm) was the greatest contributor to the dinoflagellate biomass and was often observed in Marsh Lake.

Zooplankton Volume and Weight

Hauls for zooplankton were done vertically from 50 m in the deeper lakes and 25 m in Marsh. The average results are shown in Table 10. These values are not corrected for net efficiency (normally 60% to 70% with the Wisconsin net used).

Table 10. Average Growing Season Zooplankton Standing Stock (dry weight)

Lake	Zooplankton standing stock	
	$mg \cdot m^{-3}$	$mg \cdot m^{-2}$
Atlin (+A3)	4.5	227
Tagish (-T6)	8.2	410
Marsh	3.9	99
Laberge	11.9	593

The three deeper lakes show the same seasonal pattern with maximum zooplankton biomass in August (Fig. 8c). Marsh Lake had the lowest summer concentration observed and had its peak in October.

Zooplankton Taxonomy

The dominant groups were copepods and rotifers. Cladocera were also present, but only developed significant numbers in Marsh and Laberge. The numbers of animals collected in each haul are tabulated in Appendix C.

The most numerous species was the carnivorous copepod *Cyclops scutifer* (1.2 mm female and 0.95 mm male). The herbivorous copepod *Diaptomus pribilofensis* (0.9 mm) was usually the next most common. Much less frequent were *Senecella calanoides* (2.3 mm) (in Laberge only) and *Heterocope septentrionalis* (2.3 mm). All four species had sizes at the low end of the ranges cited in the literature.

The most common rotifers were *Kellicottia longispina* and *Conochilus unicoris*. During August, a *Synchaeta* sp. was the dominant rotifer in Marsh. Rotifer populations are probably underestimated, as the plankton net used had 110-μm mesh through which these narrow organisms could escape.

Daphnia longiremis was the most common cladocera, with *D. pulex* (var. *middendorffiana?) and D. rosea* (var. *longispina*?) also present. *Eubosmina coregoni* (var. *longispina*?) was frequently found but was never numerous. *Leptodora kindtii*, caught only in Marsh and Laberge, were only 6 mm long compared with literature values of 20 mm.

Species assemblages (Table 11) show three different patterns. Atlin and Tagish have similar relative proportions, although Atlin has somewhat lower numbers. Marsh has more cladocera, in particular the large predator *Leptodora*. Chironomids were also frequently caught in Marsh. Laberge was characterized by large populations of both rotifers and copepods.

Table 11. Zooplankton Assemblages

Lake	Rotifers	Copepods	Cladocerans
Atlin and Tagish	*Kellicottia++* *Conochilus++*	*C. scutifer+++* *D. pribilofensis++*	*D. pulex+* *Eubosmina+*
Marsh	*Synchaeta+++* *Kellicottia++*	*C. scutifer+* *D. pribilofensis+*	*D. longirenis++++* *Leptodora++*
Laberge	*Conochilus++++* *Keillicottia+*	*C. scutifer++++* *D. pribilofensis+++* *Senecella+*	*D. longirenis++* *D. rosea+* *Leptodora+*

Relative abundance + = few, ++++ = very many.

DISCUSSION

In discussing the nutrient and biological characteristics of these lakes, two factors are particularly important for assessing the generality of the conclusions. First, the data were collected over only one year and therefore interannual variation is not known. Second, both the sampling frequency and number of samples collected in each lake were typical of a reconnaissance survey.

Physics

Physical factors have pronounced effects on the chemistry and biology of these lakes, with low temperatures, deep mixing, flushing and turbidity all being important.

Temperature

The temperature of the lakes is sufficiently low that biological production is likely reduced. The ice cover starts and ends late (December-May) and thus the growing season is short (May-October), starting under ice cover.

Mixing

In the early growing season (June), after ice-out, the large lakes (Atlin, Tagish and Laberge) are very weakly stratified and are thus subject to deep mixing by wind events. Deep mixing can mask biologically induced changes in nutrient levels. Not only are changes in concentration diluted over a large volume of water but algal production is likely inhibited by mixing to depths below the photosynthetic compensation point.

Flushing

The flushing rates of the epilimnion in these lakes during summer are shorter than the annual rates (Table 3). If the flushing is rapid enough, algal biomass accumulation may be reduced. This is probably the case in Marsh and, to a lesser extent, in Laberge because the epilimnion residence times can be as low as 27 and 77 days, respectively (volume to 30 m divided by average August discharge; 1943-1982).

Turbidity

The two principal sources of (inorganic) turbidity in this drainage basin are glacial flour and resuspended glaciolacustrine sediments. Glacial flour is imported to the lakes primarily via rivers entering from the southwest and is particularly noticeable in Atlin and Tagish during late summer. Both the Yukon River, near Whitehorse, and the Takhini River pass through cutbanks of glaciolacustrine deposits. Maximum riverine turbidity likely accompanies maximum flow and occurs during early summer.

Nutrient Chemistry

Phosphorus

Total phosphorus values were lower than those observed in smaller Yukon Lakes (Shortreed and Stockner, 1985). Indeed, the growing season (summertime) average ($3.3\ \mu g \cdot L^{-1}$) is only about half that measured in the smaller lakes ($6.0\ \mu g \cdot L^{-1}$).

The major component of TP was PP (61% of the GS total P) and the PP was highest when riverine suspended sediment concentrations were highest. Although the bioavailability of PP was not determined, it would have a significant effect on the overall phosphorus (TP) bioavailability (Gray and Kirkland, 1982). For instance, in the southern areas of Atlin and Tagish, the suspended sediments are likely high in apatite, and if so, the bioavailability of PP (and TP) would be low. Thus for these lakes, TP may be a poor indicator of biologically available phosphorus (BAP).

Dissolved phosphorus (DP) concentrations decrease rapidly between March and June with Marsh, Laberge and Atlin (-A3) dropping by a factor of two. During the rest of the growing season, however, there are no significant changes in the DP concentration. The routine chemical methods used were inadequate to follow the phosphorus dynamics, and direct measurement of phosphorus turnover times would be useful.

Soluble reactive phosphorus (SRP) values were, within experimental error, the same as those of DP. Many of the analyses gave results that were less than the detection limits, and often the SRP measurements were marginally greater than DP. These results suggest that dissolved organic P concentrations were extremely low.

Nitrogen

The average growing season TN value ($76\ \mu g \cdot L^{-1}$) is only 20% of that noted in smaller Yukon lakes (Shortreed and Stockner, 1985). As PN was only a small fraction of TN, variations in TN were related to changes in the components of TDN. Like most lakes, for all four of these Yukon headwater lakes the highest values of TDN occurred early in the growing season (March-June) before uptake of DIN by algae.

Dissolved organic nitrogen (DON) in these lakes is usually the largest component of TDN. The DON values are highest in June and decrease by August. Phytoplankton production and/or inputs from snowmelt runoff are possible sources for the increase (Daley *et al.*, 1981). If this organic matter is from autochthonous sources, then these lakes have considerable production under ice. By August, heterotrophic bacterial uptake could be responsible for the decrease. These bacteria would subsequently be a carbon and nitrogen source for some of the zooplankton. Dilution by glacial runoff low in DON may also explain some of the decrease.

The NN concentration drops rapidly during spring and is sometimes lower than the ammonia concentration. However, average growing season epilimnion nitrate values remained above the detection limit, in all of these lakes, while for nine of the 19 smaller Yukon lakes (Shortreed and Stockner, 1985) averages were below the detection limit. The optimal time for algal uptake of nitrate is, perhaps, between snowmelt and ice-out. During this time there is probably adequate light for photosynthesis and an absence of wind-induced mixing. Under-ice uptake in Marsh could explain the very low nitrate concentration observed in mid-June.

The presence of moderate amounts of ammonia during the growing season indicates a supply larger than the demand. Zooplankton excretion of ammonia is the probable source. During August it was likely that the phytoplankton, at the very low P levels encountered, were P-limited and therefore could not use the ammonia at the rate it was produced.

Particulate nitrogen values remain so low that seasonal variations were not significant. The composition of this component (algae, bacteria, nauplii, detritus, etc.) was not determined.

Although the four large lakes show TP values 50% lower than the smaller Yukon lakes (Shortreed and Stockner, 1985), typical TN values are less than 20% of these other lakes. Despite the lower nitrogen levels, however, DIN remains above the detection limit throughout the year. While the N:P ratio drops from >30 in June to <10 by August, the very low nutrient levels make the use of this ratio suspect. Both the accuracy and precision of the DP method are significant factors in considering the accuracy and utility of the ratio. As well, the proportion of both N and P available for production and their relative turnover rates are not known. The absence of blue-green algae is indirect evidence that the BAN:BAP (biologically available nitrogen to biologically available phosphorus) ratio remains consistently high (>10).

Specific Physical-Chemical Interactions

Physical processes, specific to each lake, modify the general patterns noted above.

Atlin and Tagish

These are the deepest lakes of the group examined and have the longest residence times. Deep convective mixing early in the growing season (likely common to all of these lakes) is quite evident in Atlin and Tagish and biomass accumulations are inhibited. Both lakes also have pronounced horizontal turbidity gradients. The turbidity at the southernmost stations, primarily from glacial sources, is typically several times that observed at other stations. (Secchi depths, during August, are 1.0 m at T6 and 11.0 m at T4.) Light penetration is reduced so significantly that it may limit biological production. During August, the biomass of phytoplankton in the southern portions of both Atlin and Tagish was less than that observed at the other stations in each lake. Lower chlorophyll concentrations were also noted in October. Lakewide algal biomass peaks occurred in August between the mixing and turbidity events.

Marsh

Of the four lakes studied, Marsh is the smallest, shallowest and warmest. In addition, it usually has the lowest turbidity. Marsh warms up more quickly than the other lakes, and thus its biomass peak likely occurs earlier. The early heating of Marsh Lake is significantly different from that of the other lakes and should be investigated further. Of special interest is the large area of shallow water near the exit of Tagish Lake, which serves to warm the water before it enters the river on its way to Marsh.

In Marsh, the shallow depth and warm temperatures increase the potential for sedimented material to be quickly regenerated and recycled and also increase the importance of benthic organisms. However, Marsh Lake also has the shortest residence time and the largest percentage of water entering from an upstream lake (Fig. 3). Therefore the physical effect of flushing of the epilimnion, which in summer extends to near the lake bottom, is likely to be a major factor affecting nutrient values and biological parameters. During summer, most of the water entering Marsh (from the epilimnion of Tagish) is already stripped of nutrients. Thus, a very short water residence time combines with low nutrient inputs to prevent a summertime accumulation of phytoplankton; hence the biomass peak was observed in early summer.

Laberge

Because of its intermediate residence time, Lake Laberge also exhibits riverine effects. The Takhini River provides a substantial input of water (19%), and during times of high flow, large amounts of glacially deposited sediments erode from its banks. The Yukon River downstream from Marsh Lake also entrains sediment. This turbid river water, upon entering Lake Laberge, experiences a Coriolis effect, follows the right-hand shoreline and produces eddies of sediment-laden water that are clearly visible over the entire 48-km length of the lake (Ball, 1983). A denser sampling pattern would undoubtedly show pronounced lateral variations in chemistry and biology.

Laberge had the highest nutrient values of the four lakes studied, receiving additional inputs from both the Takhini River and the city of Whitehorse (population 12 000) sewage treatment plant (STP). Preliminary estimates, using data from Jack *et al.* (1983) and Bethell (1981), indicate that the STP may increase the TP concentration of the river at Whitehorse by about 4 $\mu g \cdot L^{-1}$ at low flow (winter-spring) and 1 $\mu g \cdot L^{-1}$ during high flow conditions. This increase is approximately 10% to 20% of the ambient value of the river, and much of this added TP may be readily available to algae in the lake. There may also be significant loading of ammonia from the STP; the data, however, although sparse, suggest increases of only 1-4 $\mu g \cdot L^{-1}$ (<5% of background TDN level). Despite these extra nutrient loadings, summertime accumulation of biomass in the lake may be inhibited by the turbidity. The peak in algal biomass was observed in June, although chlorophyll peaked in August. Overall, Laberge is likely the most productive of the four lakes, since its exhibits, in addition to the highest nutrient levels, the largest wintertime decrease in oxygen in the hypolimnion.

Biology

Phytoplankton

Algal biomass was very low in all four lakes, as would be expected from the low nutrient concentrations and relatively severe physical conditions. In comparison, many of the smaller lakes (1.6-90 km^2) in the Yukon River drainage basin have higher mean biomass during summer (Shortreed and Stockner, 1985). Deeper mixing and/or higher turbidity in the larger lakes studied here, together with their lower nutrient concentrations, are likely responsible for the lower biomass levels.

Relationships between chlorophyll and both TP and TN were not significant at the 5% level (Table 12). Of course the small number of data pairs (4) requires a very high regression coefficient for the relationship to be significant. In the Shortreed and Stockner study (1985), 35% of variation in chlorophyll could be predicted by TP at the 1% level of significance after log transformation of 19 data pairs. The four lakes in our study had a lower ratio of chlorophyll to TP than in the lakes of their study. If the lower ratio is confirmed after more extensive sampling, it may indicate a lower biological availability of TP in the epilimnion of these large headwater lakes.

Algal indicators from the growing season were regressed against late winter NN and SRP concentrations. These two values could represent large fractions of the biologically available nutrient supply for the spring and summer. The relationships between NN under the ice in March and both growing season chlorophyll and biovolume were significant at the 5% level (Table 12). On the other hand, the relationships between SRP and these biological indicators were not significant. Thus, while with this small data set the relative degree of springtime N or P limitation is not definitive, the importance of N appears to be greater than that of P.

The seasonal pattern of biomass development is best demonstrated by biovolume (Nicholls and Dillon, 1978). In both Marsh and Laberge, there were distinct early summer maxima (Fig. 8b). Atlin and, to some extent, Tagish accumulated biomass in midsummer. These differences could be due to the negative effect on biomass of rapid flushing and high turbidity in Marsh and Laberge, respectively, in midsummer as well as to the negative effect

Table 12. Regression Relationships between Values During the Growing Season

Dependent variable	Independent variable	Intercept	Slope	n	r^2	r^{2*}
Chlorophyll *a*	TP	0.29	0.049	4	0.27	0.90
Log chlorophyll *a*	Log TP	-0.55	0.377	4	2.23	0.90
Chlorophyll *a*	TN	-0.07	0.0068	4	0.60	0.90
Biovolume	TP	117	6.67	4	0.091	0.90
Biovolume	TN	29	1.45	4	0.50	0.90
Zooplankton	TP	2.5	1.6	3	0.47	0.99
Zooplankton	TN	-8.5	0.21	3	0.87	0.99
Zooplankton	Chlorophyll *a*	0.45	18	3	0.82	0.99
Zooplankton	Biovolume	-4.9	0.093	3	0.81	0.99
Chlorophyll *a*	NN_S	-0.08	0.0166	4	0.91	0.90
Chlorophyll *a*	SRP_S	0.46	-0.008	4	0.0003	0.90
Biovolume	NN_S	24	3.63	4	0.95	0.90
Biovolume	SRP_S	202	-34	4	0.193	0.90

Note: The r^{2*} is the r^2 required for 5% level of significance.
NN_S, SRP_S – Springtime values of NN and SRP, respectively.

of prolonged deep mixing during early summer in Atlin and Tagish.

The algal species composition was more typical of some fjord lakes of Norway than other large oligotrophic lakes in Canada at this latitude. Norwegian lakes with chlorophyll concentrations of less than 2 $mg \cdot m^{-3}$ had algal assemblages dominated by chrysophytes and cryptophytes (Rognerud and Kjellberg, 1984) as were these Yukon lakes. Diatoms were dominant in most large lakes in the Northwest Territories and Labrador (Duthie, 1979; Moore, 1980). Although in some large lakes in the Territories the chrysophyte *Dinobryon bavericum* was the most frequently encountered species (Moore, 1978), *Dinobryon* sp. were not common in the Yukon lakes studied here.

For the three deepest lakes the differences in algal composition were not great. The large proportion of dinoflagellates in Marsh suggests that its shallower depth and warmer temperatures fundamentally affect species composition. However, all four lakes have low blue-green algal biomass, a common feature of most subarctic lakes (Holmgren, 1985).

The vertical distribution of algae cannot be ascertained from our limited data. However, using the relationship between algal volume and chlorophyll from June

$$Chl\ (mg \cdot m^{-3}) = 0.0737 + 0.0015\ \text{algal volume}\ (mm^3 \cdot m^{-3})$$

$$R^2 = 0.717 \qquad p < 0.01 \qquad n = 10$$

and applying it to the August volume data, estimates of chlorophyll from an intermediate depth in August can be calculated. Thus in August, Laberge had a near-surface biomass peak, whereas Atlin and Tagish had generally higher biomasses at deeper depths. The effect of our low sampling density is to bias the average chlorophyll value upward in Laberge and down in Atlin and Tagish during August. The bias in algal volume is the reverse. The biomass was probably homogenous during October sampling, as the temperature profiles indicated deep convective mixing.

Zooplankton

Zooplankton biomass values were very low, far lower than any of the smaller lakes in the region (Shortreed and Stockner, 1985). Although temperature and predation have effects on zooplankton biomass, strong correlations to growing season chlorophyll content (food concentration) have been observed in other lakes. For instance, Rognerud and Kjellberg (1984) found that for 28 Norwegian lakes, the growing season average biomass of zooplankton (top 20 m) was linearly related to the growing season average chlorophyll (top 10 m):

$$Zoop\ (mg \cdot m^{-3}) = 0.65 + 18\ Chl\ (mg \cdot m^{-3})$$

$$R^2 = 0.62 \qquad p < 0.01 \qquad n = 28$$

For the three deep Yukon lakes excluding Marsh and using zooplankton data for 0-50 m and chlorophyll data for 0-30 m, a similar linear relationship was found (Table 12), although it was not significant at the 5% level. (As Marsh Lake appears to have a different zooplankton/phytoplankton relationship [due to its shallow depth and rapid flushing], data from Marsh were not used in any of the subsequent correlation analyses.) This result must be taken as very preliminary due to the scanty data base. However, it is suggestive of a strong dependence of zooplankton on algal biomass in these big Yukon headwater lakes. There was also a similar correlation between zooplankton and algal volume.

The correlation between growing season mean zooplankton biomass and TN was almost significant at the 5% level (Table 12). The relationship with TP was not significant. The zooplankton relationship to TN is perhaps a reflection of nitrogen incorporation into zooplankton protein. Thus for these lakes, the total available nitrogen could be a measure of the potential zooplankton crop.

The species dominance pattern (Table 11) suggests that there are fundamental differences in the structures of the food webs in the four lakes. Marsh Lake with an assemblage quite different from the deeper lakes is not too surprising, considering its shallow depth and warm temperatures. It is likely that the populations of benthic organisms are high enough to affect the biomass and species composition of zooplankton in this lake. The highest growing season concentration of zooplankton was in Lake Laberge. The success of rotifers and filter-feeding cladocerans suggests that there are larger quantities of bacteria and picoplankton available than in the upstream lakes. In Atlin and Tagish, the lower relative abundances of rotifers imply a smaller forage base for these organisms.

There was a consistent difference in the cladoceran species composition between Atlin/Tagish and Marsh/Laberge. The large *Daphnia pulex* was the dominant cladoceran in the upper two lakes and was rarely observed in the lower lakes where the smaller daphnids *D. rosea* and *D. longiremis* were common. Archibald (1977) found that the large daphnid *D. middendorffiana* was dominant in the absence of *planktivorous* fish like *Coregonus clupeaformis* and *C. sardinella* in the Yukon lakes he sampled. This

suggests that predation by planktivorous fish may have affected the zooplankton species composition in Marsh and Laberge.

Finally, the presence of *Senecella calanoides* in Laberge extends the known range of this species. The only other lake in the Yukon drainage basin where it has been previously reported is Kusawa Lake, on the Takhini River system upstream from Lake Laberge (Lindsey *et al.*, 1981).

A summary of lake characteristics is presented in Table 13.

EFFECTS OF FUTURE DEVELOPMENT

Potential hydro-development plans for the area include damming the Atlin River with diversion of its flow south through a different drainage basin and/or regulating the flow of the Atlin River as it is now.

Diversion of the Atlin River through a new exit to the south would not change the annual bulk residence time of Atlin Lake but would increase those of the other lakes (as they would have decreased inflows). Biological production in the central part of Atlin may increase slightly because of increased nutrients available within this part of the lake with less dilution of lake water by nutrient-poor glacial meltwater. In addition, if the turbidity plume from the glacier exits the lake with less mixing into this area there would be decreased turbidity in the central portion of Atlin. The effects on seasonal patterns would depend on the specifics of the operations at the control structure(s) involved.

Residence times of Tagish and Marsh lakes would increase about 1.7 times and of Laberge, about 1.4 times. While these are not large changes, Tagish Lake may show larger shifts in the residence times of its various arms. For instance, Graham Inlet, connecting Tagish with Atlin, would have a very large change in residence time. The mixing characteristics of the sediment plume from the Swanson River entering at the south end of Tagish may be altered and the turbidity gradient changed. The conductivity of Tagish would likely decrease and the nutrient level increase if the Atlin Lake outflow is diverted south.

Marsh Lake would still flush quickly (less than four months on a yearly basis). However, decreased summer flows could produce a significant lengthening of the residence time during the growing season. If the present Marsh Lake control structure is used to store water in summer (for electric power generation during the winter and spring), an additional increase in the growing season residence time will occur. The nutrient levels would, however, probably remain very low.

In Lake Laberge, the nutrient levels would likely increase with less dilution of the inputs from the Whitehorse sewage treatment plant and the Takhini River. The turbidity of the lake would increase as a greater percentage of input flow would come from the turbid Takhini River.

Simple regulation, rather than diversion, of the Atlin River would not alter the present yearly bulk residence times of the four lakes but would shift the seasonal patterns. Storage of water in Atlin Lake during the growing season would increase the downstream potential for biomass accumulation by decreasing washout (Reid Crowther, 1983). Increased winter flows may alter the spring ice characteristics (particularly in Graham Inlet) and change the early growing season (under-ice) nutrient dynamics.

The cumulative chemical and biological changes resulting from either of these hydrologic alterations may be complex (Daley *et al.*, 1981). Although the average general limnology of the system is unlikely to change, local and site-specific alterations may be significant. More detailed studies while the projects are still in the planning stages would be desirable.

Table 13. Summary of Lake Characteristics

Parameter	Atlin and Tagish	Marsh	Laberge
Residence time	Long	Short	Medium
Turbidity	Glacial plumes	Little	Takhini River
TDS (ppm)	45-55	47	50-55
Summer nutrient input	Low	Very low	Takhini River/ Whitehorse sewage
Algal biomass	Lowest and moderate	Moderate	Highest
Algal biomass maximum	August	June	June
Zooplankton dominance	Copepods	Cladocera	Rotifer/copepod

Despite the pronounced effects of physical processes, biological productivity in these lakes is still likely limited by the nutrients. In fact, nutrient levels in all of the lakes are so low that moderate increases are likely to have positive impacts. Artificial increases or fertilization is thus a possible management option for enhancing fisheries production. Atlin Lake, with the longest residence time and lowest nutrients, would retain added nutrients longest and, therefore, has the greatest potential for increased biomass production. Marsh Lake, with its relatively warm temperatures and low growing season nutrients, is also an enhancement candidate, despite its rapid flushing rate.

Our data do not indicate a need for tertiary treatment technology at the city of Whitehorse sewage treatment plant. Indeed, future growth in the size of Whitehorse, with concomitant increases in effluent nutrients, would likely result in some positive biological responses in Lake Laberge. Algal biomass levels in Lake Laberge are not a problem at present and the decrease in oxygen concentration over winter is small. If the zooplankton and fish are food-limited, then increased nutrients may enhance fisheries production to varying degrees in each of these four large headwater lakes.

FUTURE WORK

Several research opportunities and future information requirements are apparent from this preliminary study. In terms of nutrient cycling, the most dramatic changes occur under-ice in the early spring. Unfortunately, this is a difficult and expensive time to sample. Overflow and melting ice necessitate the use of costly helicopters for safe sampling. After ice-out, when a boat could be used as a sampling platform, limited access and low water levels make launching difficult. Although expensive, the use of a small hovercraft may solve this problem.

To obtain more precise information on the potential biological productivity of these lakes, a more intensive sampling routine is required. Direct measurements of primary production are needed throughout the limnological cycle. The percentage of production taking place under-ice and estimates of carbon transfer rates within the food web would be of value. As well, nutrient budgets for each lake would be required.

For lakewide nutrient budgets and fluxes, better analytical methods and more intensive sampling are necessary. The extremely low nutrient concentrations encountered in these Yukon lakes presented problems. Procedures with reduced detection limits and increased precision are needed, particularly for phosphorus. The Applied Microsystems CTD instrument used during this survey did not permit interrogations between the physics sampling casts and the chemistry sampling. If this were possible, chemistry depths could be selected to sample the thermally defined intervals better. A longer (multi-year) study would permit more knowledgeable selection of sampling locations and afford better estimates of both lakewide mean values and inter-annual variability. The latter may be greater than either the intra-annual or inter-lake variation.

Additional research on the bioavailability of the various nutrient supply components in these lakes is also needed. Correlations between TP and chlorophyll were poor; information on the bioavailability of the TP components may resolve this discrepancy. Similarly, knowledge of the biologically available nitrogen (BAN) along with the sources, make-up, and fate of DON would be useful. Significant proportions of these materials may be unavailable for biological production, and therefore, estimates from them of potential phytoplankton and fish yields would be in error.

More detailed studies on the interactions among phytoplankton, zooplankton and fish on an annual basis would be of value in assessing the fisheries potential of these lakes. The trophic efficiency of northern food chains and the importance of bacteria and picoplankton within them should also be studied.

Marsh Lake was the most dynamic of the lakes studied, and further work on this fast flushing system would be of value to reservoir and riverine system modellers. The timing and extent of the early spring heating of Marsh should be investigated; this heating is perhaps associated with the extensive shallow areas of Tagish Lake adjacent to the exit about 5 km upstream from Marsh Lake.

ACKNOWLEDGMENTS

The authors would like to thank the staff of the National Water Research Institute, in particular E. Marles and K. Suzuki for their technical assistance. Field support and advice were provided by the Whitehorse office of the Water Survey of Canada. Thanks are due to the Water Quality Branch Laboratory for chemical analyses. Algal enumeration was provided under contract by K. Monroe, and J. Keays was contracted to provide the zooplankton enumeration. We are grateful to C. Pharo, R.J. Daley and V. Chamberlain for editorial comments, and to B. Gordon for drafting.

REFERENCES

Archibald, C.P. 1977. The effects of planktivorous fish predation, lake morphometry, and lake productivity on the limnetic zooplankton of Yukon lakes. M. Sc. Thesis, University of Manitoba, Winnipeg, 96 pp.

Ball, A.J. 1983. Temperature-Turbidity Relationships of Southern Lake Laberge, June 13 to July 20. Inland Waters Directorate, Pacific and Yukon Region, Vancouver, B.C.

Bethell, G. 1981. Start-up characteristics and performance evaluation of an anaerobic sewage lagoon north of 60°, Whitehorse, Yukon Territory. Regional Program Report No. 81-9, Environmental Protection Service, Environment Canada.

Bostock, H.S. 1946. Physiography of the Canadian Cordillera with special reference to the area north of the Fifty-fifth Parallel. Geol. Surv. Can. Mem. 247.

Bottrell, H.H., A. Duncan, Z.M. Gliwicz, E. Grygierek, A. Herzig, A. Hillbricht-Ilkowska, A. Kurasawa, P. Larsson and T. Weglenska. 1976. A review of some problems in zooplankton production studies. Norw. J. Zool. 24: 419-456.

Canada, Yukon and British Columbia. 1979. Yukon River Basin Preplanning Task Force Report. Inland Waters Directorate, Vancouver, B.C.

Canadian National Committee, IHD. Canadian Survey on the Water Balance of Lakes. The Secretariat, Canadian National Committee, International Hydrological Decade, Environment Canada, Ottawa.

Carmack, E.C. and E.W. Marles. 1986. Physical Results from the N.W.R.I. Hydro-limnology Survey of the Yukon River system. National Water Research Institute, Environment Canada. In press.

Daley, R.J., E.C. Carmack, C.B.J. Gray, C.H. Pharo, S. Jasper, and R.C. Wiegand. 1981. The effects of Upstream Impoundments on the Limnology of Kootenay Lake, B.C. National Water Research Institute, Environment Canada.

Duthie, H.C. 1979. Limnology of subarctic Canadian lakes and some effects of impoundment. Arct. Alp. Res. 11(2): 145-158.

Environment Canada. 1981. Analytical Methods Manual Update. Inland Waters Directorate, Water Quality Branch, Ottawa, Canada.

Environment Canada. 1983. Historical Streamflow Summary Yukon and Northwest Territories, to 1982. Inland Waters Directorate, Water Resources Branch, Ottawa, Canada.

Gray, C.B.J. and R.A. Kirkland. 1982. Nutrient Composition and Bioavailability in Major Tributaries and Interconnecting Rivers of the Okanagan Basin. National Water Research Institute, Pacific and Yukon Region, Environment Canada.

Haney, J.F. and D.J. Hall. 1973. Sugar-coated *Daphnia*: a preservation of technique for cladocera. Limnol. Oceanogr. 18(2): 331-333.

Holmgren, S. 1985. Phytoplankton in a polluted subarctic lake before and after nutrient reduction. Water Res. 19(1): 63-71.

Jack, M.E., T.R. Osler and B.E. Burns. 1983. Water Quality Work Group Report No. 1, Yukon River Basin Commission, Indian and Northern Affairs Canada.

Kirkland, R.A. and E.W. Marles. 1983. Chemistry Data Atlin, Tagish, Bennett, Marsh, Laberge, and Teslin, June 1982-March 1983. Northern Hydro Limnology Program, National Water Research Institute, Pacific and Yukon Region. Unpublished Data Report.

Lindsey, C.C., K. Patalas, R.A. Bodaly and C.P. Archibald. 1981. Glaciation and the physical, chemical and biological limnology of Yukon lakes. Can. Tech. Rep. of Fisheries and Aquatic Sciences No. 966.

Marles, E.W. 1985. Limnological survey techniques from small aircraft. Tech. Bull. No. 139, Inland Waters Directorate, Environment Canada, Vancouver, B.C.

McCauley, E. 1984. The estimation of the abundance and biomass of zooplankton in samples. *In* A Manual on Methods for the Assessment of Secondary Productivity in Fresh Waters, J.A. Downing, and F.H. Rigler (eds.), Blackwell Pub., Oxford, England.

Moore, J.W. 1978. Composition and structure of zooplankton communities in eighteen arctic and subarctic Lakes. Int. Rev. Gesamten Hydrobiol. 63(4): 545-565.

Moore, J.W. 1980. Seasonal distribution of phytoplankton in Yellowknife Bay, Great Slave Lake. Int. Rev. Gesamten Hydrobiol. 65(2): 283-293.

Mortimer, C.H. 1981. The oxygen content of air-saturated fresh waters over ranges of temperature and atmospheric pressure of limnological interest. Mitt. Int. Ver. Theor. Angew. Limnol. No. 22.

Nicholls, K.H. and P.J. Dillon. 1978. An evaluation of phosphorus-chlorophyll-phytoplankton relationships for lakes. Int. Rev. Gesamten Hydrobiol. 63: 141-154.

Persson, G. and G. Ekbohm. 1980. Estimation of dry weight in zooplankton populations: methods applied to crustacean populations from lakes in the Kuokkel Area, Northern Sweden. Arch. Hydrobiol. 89: 225-246.

Pharo, C.H. 1981a. Lake Laberge – Bathymetry. National Water Research Institute, Pacific and Yukon Region, Environment Canada.

Pharo, C.H. 1981b. Marsh Lake – Bathymetry. National Water Research Institute, Pacific and Yukon Region, Environment Canada.

Pharo, C.H. and V.A. Chamberlain. 1983a. Tagish Lake – Bathymetry. National Water Research Institute, Pacific and Yukon Region, Environment Canada.

Pharo, C.H. and V.A. Chamberlain. 1983b. Bennett Lake – Bathymetry. National Water Research Institute, Pacific and Yukon Region, Environment Canada.

Reid Crowther & Partners Ltd. 1983. Environmental and Socio-Economic Study, Atlin Lake Storage Project. Vol. 1. Executive Summary Report prepared for Northern Canada Power Commission, Edmonton, Alberta.

Rognerud, S. and G. Kjellberg. 1984. Relationships between phytoplankton and zooplankton biomass in large lakes. Verh. Int. Ver. Theor. Angew. Limnol. 22: 666-671.

Rosen, R.A. 1981. Length-dry weight relationships of some freshwater zooplantkon. J. Freshwater Ecol. 1: 225-229.

Ruttner-Koliski, A. 1977. Suggestions for biomass calculations of plankton rotifers. Arch. Hydrobiol. Beih. Ergeb. Limnol. 8: 71-76.

Shortreed, K.S. and J.G. Stockner. 1985. Trophic status of 19 subarctic lakes in the Yukon Territory. Can. J. Fish. Aquat. Sci. In press.

Utermohl, H. 1958. Zur Vervollkommnung der Quantitativen Phytoplankton-Methodik. Mitt. Int. Ver. Theor. Angew. Limnol. 9: 1-18.

Withler, I.L. 1956. A Limnological Survey of Atlin and Southern Tagish Lakes. Management Publication No. 5, British Columbia Game Commission.

APPENDIX A

YUKON BASIN HEADWATER HYDROLOGY

The information on the hydrology of the study area was derived from Water Survey of Canada records (Environment Canada, 1983) and Bathymetry of Yukon Lakes (Pharo 1981a,b; Pharo and Chamberlain, 1983a,b).

The upper Yukon River basin (Fig. 2) is made up of ten sub-basins. Long-term surface water volume records are available from seven locations throughout the study area (Table A-1). This table also lists the maximum and minimum flows measured from these areas. The net yearly flow at the outlet of five of the sub-basins of interest is given directly (Environment Canada, 1983). Dividing the basin areas by their flow yields the net runoff depth. This is the depth of water over the entire sub-basin required to supply the measured outflow (Tables A-2a and A-2b).

The volume of runoff from sub-basin 1, Laberge, can be estimated from the Laberge outflow minus the inflow (YukonRiver at Whitehorse + Takhini River). The volumes for sub-basins 3 (Yukon River) and 9 (Marsh Lake) can be approximated, assuming that the runoff depth of these areas is equal to that of sub-basin 4 (McClintock). Reasons for this assumption are the similar degree of glaciers (zero) and similar topography and elevation.

The remaining areas, 8 (Tagish) and 5 (Bennett), can be estimated by assuming they have similar runoff depths and their total runoff accounts for the water necessary to make up that measured at the Whitehorse station.

With the estimates of the flows out of each sub-basin given in Table A-2b, selected subtotals can be calculated. These permit calculation of the residence times for each of the lakes (Table A-3). The minimum and maximum

Table A-1. Measured Sub-basin Flows

River	Sub-basin No.	Outflow volume (km^3) Mean	Maximum	Minimum	Percentage max/mean	Percentage min/mean
Atlin	10	2.96	3.88	2.06	131	70
Watson	7	0.162	0.183	0.128	113	79
Wheaton	6	0.234	0.390	0.176	167	75
McClintock	4	0.316	0.384	0.227	122	72
Takhini	2	1.92	2.91	1.52	151	79
Laberge outlet (all sub-basins)		10.1	12.5	8.17	124	81
Yukon at Whitehorse (basins 3–10)		7.54	10.0	5.86	132	78
Mean value of extremes					134±19	76±4

Table A-2a. Measured Outflows

Area	Sub-basin No.	Area (km^2)	Outflow (km^3)	Runoff depth (m)
Atlin	10	6593	2.96	0.449
Watson	7	1172	0.162	0.138
Wheaton	6	849	0.234	0.276
McClintock	4	1624	0.316	0.195
Takhini	2	8279	1.92	0.232

Table A-2b. Calculated Outflows

Area	Sub-basin No.	Area (km^2)	Outflow (km^3)	Runoff depth (m)
Laberge	1	2189	0.64	0.292
Yukon River	3	1390	0.271	0.195
Marsh	9	1218	0.238	0.195
Tagish	8	5509	2.64	0.479
Bennett	5	1510	0.72	0.479

residence times, R_{min} and R_{max}, are calculated from the extreme values listed in Table A-1.

Estimates of the relative magnitudes of the evaporation volumes are listed in Table A-4 (from Canadian Survey on the Water Balance of Lakes, Canadian National Committee, IHD). These volumes are not accounted for in Table A-2 and are only a significant inflow/outflow balance difference for Atlin Lake where sub-basin sources are not considered.

Table A-3. Residence Times

Lake	Volume (km^3)	Residence Time (yr)			Flushing rate (yr^{-1})		
		R_{mean}	R_{min}	R_{max}	R_{mean}^{-1}	R_{min}^{-1}	R_{max}^{-1}
Atlin	54.4	18.4	13.7	24.2	0.05	0.07	0.04
Tagish	21.8	3.25	2.42	4.27	0.31	0.41	0.23
Marsh	1.2	0.17	0.13	0.23	5.8	7.6	4.3
Laberge	10.8	1.06	0.80	1.41	0.93	1.3	0.71
Bennett	6.0	5.37	4.01	7.06	0.19	0.25	0.14

Table A-4. Evaporation Losses

Lake	Volume evaporation ($km^3 \cdot yr^{-1}$)	Evaporation as percentage of outflow
Atlin	0.239	8.1
Tagish	0.143	2.1
Marsh	0.039	0.5
Laberge	0.077	0.7

APPENDIX B

ALGAL DATA

Table B-1. Algal Numbers, Volumes, and Volume Percentage by Division or Class, June

Station	Depth (m)	No. ($10^6 \cdot m^{-3}$)	Volume ($mm^3 \cdot m^{-3}$)	Volume percentage (by class or division)					
				CHR	CRY	BAC	DIN	CHL	CYA
A3	2	480	30.5	51	9	35	<1	5	<1
A3	10	681	49.3	64	16	10	4	5	<1
A5	2	907	99.1	74	5	17	4	<1	<1
A5	10	1234	120	65	16	10	3	5	<1
T4	5	1176	250	72	7	13	5	3	<1
T4	20	1181	166	63	12	19	5	1	<1
M2	2	3922	281	78	2	10	10	1	<1
M2	14	2975	244	61	4	24	10	2	<1
L2	2	4114	276	75	8	14	2	<1	<1
L2	10	3732	281	55	21	20	4	<1	<1
L5	2	1807	138	72	18	5	4	<1	<1
L5	10	2237	306	44	25	15	6	10	<1

CHR – Chrysophytes (excluding diatoms).
CRY – Cryptophytes.
BAC – Bacillariophyceae (diatoms) (class).
DIN – Dinoflagellates (class).
CHL – Chlorophytes (greens).
CYA – Cyanophytes (blue-greens).

Table B-2. Algal Numbers, Volumes, and Volume Percentage by Division or Class, August

Station	Depth (m)	No. ($10^6 \cdot m^{-3}$)	Volume ($mm^3 \cdot m^{-3}$)	Volume percentage (by class or division)					
				CHR	CRY	BAC	DIN	CHL	CYA
A3	15	3003	166	54	4	37	5	<1	<1
A5	15	1261	196	51	6	24	4	15	<1
A7	10	966	150	54	9	19	17	1	<1
T2	10	2020	123	46	3	46	4	1	<1
T4	10	3297	278	50	2	44	4	<1	<1
T6	10	2571	62.7	86	4	9	<1	<1	<1
M2	5	885	84.4	40	3	8	48	1	<1
L2	10	1609	133	77	12	5	5	<1	<1
L5	10	874	109	60	21	9	10	<1	<1
L6	10	1085	153	54	19	11	14	2	<1

CHR – Chrysophytes (excluding diatoms).
CRY – Cryptophytes.
BAC – Bacillariophyceae (diatoms) (class).
DIN – Dinoflagellates (class).
CHL – Chlorophytes (greens).
CYA – Cyanophytes (blue-greens).

Table B-3. Algal Numbers, Volumes, and Volume Percentage by Division or Class, October

Station	Depth (m)	No. ($10^6 \cdot m^{-3}$)	Volume ($mm^3 \cdot m^{-3}$)	Volume percentage (by class or division)					
				CHR	CRY	BAC	DIN	CHL	CYA
A3	10	1558	50.6	72	10	14	3	2	<1
T2	15	756	69.4	42	20	17	15	5	<1
T4	15	632	63.3	32	19	33	14	1	<1
T6	15	913	28.4	71	9	15	4	<1	<1
M2	5	807	57.7	47	20	16	16	1	<1
L2	4	932	61.5	54	21	21	2	1	1
L5	15	1134	105	46	19	32	<1	2	1
L6	15	878	149	29	37	31	1	3	<1

CHR – Chrysophytes (excluding diatoms).
CRY – Cryptophytes.
BAC – Bacillariophyceae (diatoms) (class).
DIN – Dinoflagellates (class).
CHL – Chlorophytes (greens).
CYA – Cyanophytes (blue-greens).

Table B-4. Algal Numbers, Volumes, and Volume Percentage by Division or Class, March

Station	Depth (m)	No. ($10^6 \cdot m^{-3}$)	Volume ($mm^3 \cdot m^{-3}$)	Volume percentage (by class or division)					
				CHR	CRY	BAC	DIN	CHL	CYA
A3	1	341	25.0	34	64	<1	<1	<1	1
A5	1	297	27.0	31	33	29	4	1	2
T4	1	178	16.5	25	47	4	22	<1	1
T6	1	296	20.2	27	56	<1	16	<1	1
M2	1	674	56.6	38	36	10	8	6	2
L2	1	809	38.8	56	23	17	2	1	1
L5	1	532	31.9	40	23	30	5	<1	1
L6	1	394	20.5	33	66	<1	<1	<1	<1

CHR – Chrysophytes (excluding diatoms).
CRY – Cryptophytes.
BAC – Bacillariophyceae (diatoms) (class).
DIN – Dinoflagellates (class).
CHL – Chlorophytes (greens).
CYA – Cyanophytes (blue-greens).

APPENDIX C

ZOOPLANKTON DATA

Table C-1. Length-Dry Weight Relationships*

Species	a	b	Reference	Species†
Cyclops scutifer	1.0866	1.5493	Bottrell *et al.* (1976)	
Diaptomus pribilofensis	1.5013	1.730	Rosen (1981)	*D. pallidus*
Heterocope septentrionalis	1.8551	1.9756	Bottrell *et al.* (1976)	*H. saliens*
Senecella calanoides	1.2431	2.634	Bottrell *et al.* (1976)	*D. gracilis*
Daphnia rosea	1.0727	2.8915	Bottrell *et al.* (1976)	*D. longispina*
D. longiremis	1.0727	2.8915	Bottrell *et al.* (1976)	
D. pulex	1.4663	3.1932	Bottrell *et al.* (1976)	
Eubosmina coregoni	2.7839	2.505	Persson and Ekbohm (1980)	
Leptodora kindtii	- 0.822	2.67	Rosen (1981)	

* These relationships are summarized in McCauley (1984), where ln (weight) = a + b ln (length) (units are in micrograms and millimetres).
† Where statistics for species listed in column 1 were not available, the measurements from similar species below were used.

Table C-2. Rotifer Weight Based on Geometric Shape*

Genera	L (mm)	W (mm)	D (mm)	Volume formula	Weight (μg)
Asplanchna	0.320			$0.23\ L^3$	0.75
Cephalodella	0.295	0.180	0.10	0.52 LWD	0.28
Conochilus	0.10	0.075		$0.26\ LW^2$	0.015
Kellicottia	0.110	0.050		$0.26\ LW^2$	0.007
Keratella	0.10	0.050		$0.13\ LW^2$	0.003
Polyarthra	0.060			$0.28\ L^3$	0.006
Synchaeta	0.200			$0.1\ L^3$	0.080

* Ruttner-Kolisko (1977); specific gravity = 1; dry weight = 10% wet weight.

L – Length.
W – Width.
D – Depth.

Table C-3. Zooplankton (except rotifers) (individuals/sample)

Lake	Station	Date	*Diaptomus pribilofensis*			*Cyclops scutifer*			*Heterocope* or *(Senecella)*	*Daphnia*			*Eubosmina coregoni*	*Leptodora kindtii*
			Nauplii	Copepodids	Adults	Nauplii	Copepodids	Adults		*D. rosea*	*D. longiremis*	*D. pulex*		
Atlin (50 m)	A3	82-06-17	9 081	28	714	3 995	3 458	1 540	2					
	A3	82-08-19	1 668	4 600	1960	27 448	21 960	3 760	103					
	A3	82-10-14	–	949	1124	17 573	6 357	814	21					
	A5	82-06-17	6 112	39	2172	14 104	6 305	2 424	20			9	5	
	A5	82-08-19	1 060	6 738	3588	6 546	14 175	918	403			26		
	A7	82-08-19	2 475	5 178	6288	17 917	10 800	528	647			34		
Tagish (50 m)	T2	82-08-20	242	10 539	8025	48 175	13 803	321	1268			50	10	
	T2	82-10-17	30	4 655	3134	8 962	42 687	159	277		10	18		
	T4	82-06-15	24 600	25	800	3 900	17 025	1 975	3196			4	75	
	T4	82-08-20	4 203	9 608	5251	65 191	10 132	1 313	638			29	1575	
	T4	82-10-17	108	5 724	4212	10 044	64 800	182	139			8	864	
	T6	82-08-20	256	2 672	475	6 954	6 771	1 623	20	3	6		61	
Marsh (25 m)	M2	82-06-16	8 487	2 067	86	540	1 855	619	22		141		18	
	M2	82-08-18	166	762	22	753	986	102			3 494		426	81
	M2	82-10-14	–	585	54	5 850	9 165	78			14 000		663	3
Laberge (50 m)	L2	82-06-19	30 863	–	2418	95 059	5 022	14 508	(265)	186	10		10	
	L2	82-08-24	489	20 428	186	64 494	51 612	1 684	(93) 5	2385	9 257	3	47	1
	L2	82-10-16	–	1 624	1995	41 183	45 999	86	(6)	1226	5 444		485	
	L5	82-06-19	17 300	273	3417	88 900	6 526	6 321	(419) 15	13	4	2	23	
	L5	82-08-24	855	11 020	1140	204 500	55 290	3 230	(115) 5	5130	7 695		1045	1
	L5	82-10-16	20	1 120	2590	75 780	36 500	70	(2)	525	4 130		175	
	L6	82-08-24	734	9 870	105	58 013	65 940	2 993	(107) 6	6983	11 666		263	3
	L6	82-10-16	30	510	1275	24 092	10 594	28		623	7 252		283	

Table C-4. Rotifers (individual sample)

Lake	Station	Date	*Conochilus*	*Keratella*	*Kellicottia*	*Asplanchna*	*Cephalodella* or *Polyarthra*		*Synchaeta*
Atlin (50 m)	A3	82-06-17			42			40(P)	
	A3	82-08-19	1 000		1 800				
	A3	82-10-14		20	760				
	A5	82-06-17			58				
	A5	82-08-19	3 412		11 681				
	A7	82-08-19	8 280		8 376				
Tagish (50 m)	T2	82-08-20	10 432		5 778			54(P)	
	T2	82-10-17			1 330			32(P)	
	T4	82-06-15	200	25	200			50(C)	
	T4	82-08-20	24 830		11 290	20		53(P)	
	T4	82-10-17	27 972		24 786	54			
	T6	82-08-20	1 232		1 891				
Marsh (25 m)	M2	82-06-16	144	53	6 289		18(P)	495(C)	2 400
	M2	82-08-24	156	269	8 915			5532(C)	48 070
	M2			624	15 483			156(C)	4 134
Laberge (50 m)	L2	82-06-19	1 054		686				
	L2	82-08-24	33 847	47	2 291	94		47(P)	
	L2	82-10-16	2 889	29	2 024	15		285(P)	
	L5	82-06-19	444		854				
	L5	82-08-24	29 735	190	5 890			475(P)	
	L5	82-10-16	2 385		2 170				
	L6	82-08-24	165 533		4 624	5		53(P)	
	L6	82-10-16	2 633		1 841	1 105			

Environnement Canada Environment Canada

Institut national de recherche en hydrologie

RAPPORT N° 33 DE L'INRH

ÉTUDE N° 153, SÉRIE SCIENTIFIQUE DE LA DGEI

Étude de reconnaissance des caractéristiques chimiques et biologiques de la limnologie de quatre grands lacs du bassin du fleuve Yukon

R.A.Kirkland et C.B.J. Gray

INRH

DIRECTION GÉNÉRALE DES EAUX INTÉRIEURES
INSTITUT NATIONAL DE RECHERCHE EN HYDROLOGIE
CENTRE NATIONAL DE RECHERCHE EN HYDROLOGIE
SASKATOON (SASKATCHEWAN) 1986
(Available in English on request)

Publié avec l'autorisation
du ministre de l'Environnement

© Ministre des Approvisionnements et Services Canada 1986

N° de cat. En 36-502/153F

ISBN 0-662-94096-2

Table des matières

	Page
RÉSUMÉ	v
ABSTRACT	v
INTRODUCTION	1
MÉTHODES	2
RÉSULTATS	3
Hydrologie	3
Analyses chimiques	4
Conductivité	4
Éléments nutritifs	4
Paramètres biologiques	8
Chlorophylle du phytoplancton	8
Biovolume et effectifs du phytoplancton	8
Taxonomie du phytoplancton	9
Masse et volume du zooplancton	9
Taxonomie du zooplancton	9
ANALYSE	10
Paramètres physiques	10
Température	10
Brassage	10
Renouvellement des eaux	10
Turbidité	10
Chimie des éléments nutritifs	10
Phosphore	10
Azote	11
Interactions physico-chimiques spécifiques	11
Lacs Atlin et Tagish	11
Lac Marsh	12
Lac Laberge	12
Paramètres biologiques	12
Phytoplancton	12
Zooplancton	14
INCIDENCES DES TRAVAUX DE MISE EN VALEUR	14
TRAVAUX À VENIR	16
REMERCIEMENTS	16
RÉFÉRENCES	17
ANNEXE A. Hydrologie des eaux aux sources du bassin du Yukon	18
ANNEXE B. Données sur les algues	20
ANNEXE C. Données sur le zooplancton	22

Tableaux

		Page
1.	Morphométrie lacustre	2
2.	Calendrier des prélèvements	2
3.	Durée de séjour	3
4.	Concentration moyenne de phosphore dans l'épilimnion à chaque prélèvement	5
5.	Concentration moyenne de phosphore dans l'épilimnion pour l'année (An) et pour la saison de croissance (Sc)	5
6a.	Concentrations d'azote dans l'épilimnion	5
6b.	Concentrations d'azote dans tout le lac	6
7.	Concentration moyenne d'azote dans l'épilimnion pour l'année (An) et pour la saison de croissance (Sc)	7
8.	Chlorophylle	8
9.	Volume moyen des algues	9
10.	Stock actuel moyen du zooplancton durant la saison de croissance	10
11.	Cortège de zooplancton	10
12.	Relations de régression entre les valeurs observées durant la saison de croissance	13
13.	Synopsis des caractéristiques lacustres	15

Illustrations

Figure 1.	Carte de la région étudiée	1
Figure 2.	Bassin de drainage et stations hydrométriques de jaugeage	3
Figure 3.	Schéma du débit de la région étudiée	3
Figure 4.	Lac Atlin – concentrations et composition des diverses formes d'azote dans l'épilimnion	6
Figure 5.	Lac Tagish – concentrations et composition des diverses formes d'azote dans l'épilimnion	6
Figure 6.	Lac Marsh – concentrations et composition des diverses formes d'azote dans l'épilimnion	7
Figure 7.	Lac Laberge – concentrations et composition des diverses formes d'azote dans l'épilimnion	7
Figure 8.	Moyennes lacustres a) concentrations de chlorophylle, b) volume des algues, c) concentrations des zooplanctons	8

Résumé

En quatre occasions, en 1982 et 1983, on a étudié les caractéristiques limnologiques de quatre grands lacs (Atlin, Tagish, Marsh et Laberge) du bassin du fleuve Yukon. Comme le montrent les très faibles concentrations d'éléments nutritifs et la très faible biomasse des algues et du zooplancton, ces lacs sont ultra-oligotrophes. Les facteurs physiques (c'est-à-dire, le renouvellement de l'eau des lacs, la turbidité, etc.) ont un effet prononcé sur les caractéristiques chimiques et biologiques des lacs. Des comparaisons sont établies entre ces lacs et d'autres lacs du Nord du Canada et de l'Europe. Des observations portent sur les effets possibles de mises en valeur ultérieures, tandis que des recommandations portent sur la recherche à faire.

Abstract

Limnological surveys were conducted on four large lakes (Atlin, Tagish, Marsh and Laberge) of the Yukon River system on four occasions during 1982 and 1983. Nutrient levels are very low, as are algal and zooplankton biomass, indicating that the lakes are ultraoligotrophic. Physical factors (i.e. flushing, turbidity, etc.) have pronounced effects on the chemistry and biology of these lakes. Comparisons are made to other northern Canadian and European lakes. Observations on possible effects of future development are made as well as recommendations for further research.

Étude de reconnaissance des caractéristiques chimiques et biologiques de la limnologie de quatre grands lacs du bassin du fleuve Yukon

R.A.Kirkland et C.B.J. Gray

INTRODUCTION

L'intérêt accru dans la mise en valeur du Nord canadien a attiré l'attention sur l'exploitation minière, les installations linéaires (pipelines et routes) et les aménagements hydroélectriques. Ces derniers surtout peuvent entraîner des répercussions environnementales notables sur les lacs, les réservoirs et les cours d'eau. De grands travaux ont été projetés pour le bassin du fleuve Yukon et des grands lacs qui sont à sa source (Canada, Yukon et Colombie-Britannique, 1979). Depuis Withler (1956), qui a fait oeuvre de pionnier, aucun renseignement limnologique détaillé n'a été recueilli de façon suivie sur ce réseaux. En outre, comme on en sait peu sur la limnologie des grands lacs du nord, l'apport de nouveaux renseignements sur leurs caractéristiques chimiques et microbiologiques aidera à comprendre les processus qui agissent sur les eaux douces du Nord. L'élaboration et le perfectionnement des techniques limnologiques dans les environnements nordiques ont aussi été considérés comme utiles pour l'étude actuelle et les enquêtes à venir menées dans le Nord.

Les possibilités de perfectionnement et l'ignorance des processus ont motivé l'Institut national de recherche sur les eaux à entreprendre une étude de reconnaissance de quatre lacs parmi ceux qui sont aux sources du fleuve Yukon : les lacs Atlin, Tagish, Marsh et Laberge (figure 1).

La région étudiée occupe l'angle nord-ouest de la Colombie-Britannique et le sud-ouest du Territoire du Yukon, à la hauteur du 60e degré de latitude nord. Comme la température moyenne annuelle y est d'environ -1 °C et que l'altitude y varie de 600 à 700 m, la végétation et le climat sont du type subalpin-subarctique.

Les lacs sont orientés du sud au nord, et s'étendent du chaînon Boundary des montagnes Côtières jusque sur le plateau du Yukon (Bostock, 1946). Leurs paramètres de forme sont résumés au tableau 1 (Pharo, 1981a, b; Pharo et Chamberlain, 1983a).

L'ensemble est alimenté par les glaciers du sud et de l'ouest et par les tributaires et l'eau de fonte de l'est et du nord. Le phénomène de la fonte s'achève avant la fin mai ou le début juin, alors que la glace a habituellement disparu. Les débits de pointe des sources glaciaires surviennent plus tard, vers la mi-août.

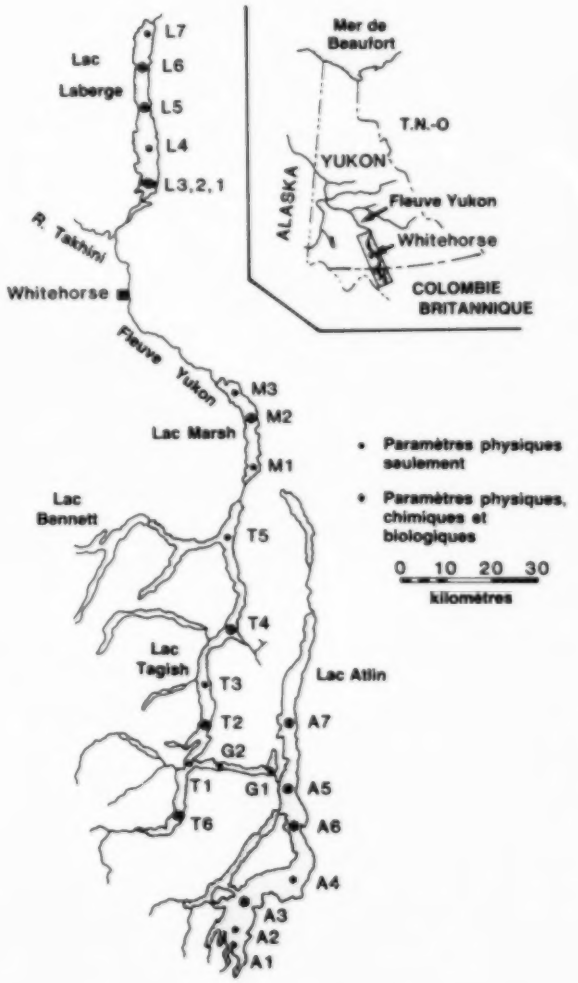

Figure 1. Carte de la région étudiée.

Tableau 1. Morphométrie lacustre

Lac	Altitude (m)	Z_{max} (m)	Z_{moy} (m)	Longueur (km)	Largeur (km)	Superficie (km^2)	Volume (km^3)
Atlin*	670	283	86	103	5.7	589	54.4
Tagish	656	307	62	108	3.7	353	21.8
Marsh	654	52	13	30	3.2	96	1.2
Laberge	628	146	54	48	4.2	201	10.8

* Withler (1956).

MÉTHODES

Nous avons adopté une stratégie d'échantillonnage synoptique, qui combine les prélèvements à des fins chimiques et biologiques aux reconnaissances de la limnologie physique. Les prélèvements ont eu lieu durant un cycle limnologique, mais, en raison des considérations de temps, d'argent et de main-d'oeuvre, ils se sont limités à quatre visites.

La région étudiée présentait des difficultés techniques, en raison de ses dimensions et des extrêmes climatiques. Les détails des prélèvements sont donnés au tableau 2.

Le canot automobile de 18 pi de longueur a permis, en juin 1982, le prélèvement du plus grand nombre d'échantillons par station et du plus gros volume d'eau par échantillon. Cependant, nous n'avons pu visiter que six des dix stations prévues pour les prélèvements destinés à l'analyse chimique (figure 1); aucune station des paramètres physiques seulement n'a été visitée, et il a fallu cinq jours de beau temps pour prélever les échantillons. Deux ou trois jours supplémentaires ont été nécessaires pour traiter ces derniers.

Par la suite, les visites se sont faites par aéronef, mais il a fallu réduire le nombre d'échantillons par station et le volume prélevé. Les prélèvements à partir d'un hydravion (Cessna 206) se sont faits au moyen d'un treuil manuel fixé directement aux rails de fixation des fauteuils. L'échantillonnage sous la glace a été réalisé au moyen du même treuil sur une plate-forme amovible (Marles, 1985). Le monitorage en aéronef a exigé de quatre à sept jours en tout, selon le temps qu'il faisait et la vitesse à laquelle on a pu traiter les échantillons dans le laboratoire de terrain situé à Whitehorse, au Yukon.

En mars, la visite a exigé une réduction supplémentaire du nombre d'échantillons prélevés par station, à cause de la puissance réduite de l'aéronef à skis, qui était plus petit, et de la nécessité de transporter de l'équipement hivernal de survie.

Les paramètres physiques (conductivité, température et profondeur) ont été observés à chaque station au moyen d'un système CTD d'Applied Microsystems (Carmack et Marles, 1985). Les échantillons destinés aux analyses chimiques et biologiques ont ensuite été prélevés en certaines stations. Les échantillons destinés au dosage de l'oxygène dissous (par la méthode modifiée de Winkler) ont été déterminés immédiatement; ceux qui étaient destinés au dénombrement du zooplancton (prélevés au moyen d'un filet Wisconsin de 0.25 m^2 à ouvertures de 110 microns) ont été préservés dans une solution de sucrose et de formaline à 4 %, tamponnée au borax (Haney et Hall, 1973).

Les échantillons destinés à l'analyse des éléments nutritifs dissous (silice réactive, phosphore, azote ammoniacal, azote nitreux et nitrique, azote total en dissolution) ont été filtrés sous pression (sur filtres en acétate de

Tableau 2. Calendrier des prélèvements

Date	Moyen de transport	Nbre de prélèvements par station	Volume par prélèvement à chaque profondeur (L)
Juin 1982	Bateau	12	8.0
Août 1982	Hydravion (Cessna 206)	6	2.5
Octobre 1982	Hydravion (Cessna 206)	6	2.5
Mars 1983	Aéronef à skis (Cessna 185)		
	Hélicoptère (Bell 206)	3	2.5

cellulose Sartorius SM 11106 à ouvertures de 0.45 µm, préalablement trempés dans de l'eau désionisée), à la fin de chaque journée d'échantillonnage. Les échantillons destinés à l'analyse du phosphore réactif soluble (P_{rs}) ont été conservés au moyen de chloroforme. Tous les échantillons ont été conservés au frais et à l'obscurité.

Les dosages de l'oxygène dissous ont été faits dans les 48 h. Les autres échantillons destinés aux analyses chimiques ont été expédiés par air et analysés au laboratoire de la Direction de la qualité des eaux à North Vancouver (C.-B.), dans les deux semaines qui ont suivi. Les méthodes utilisées par ce laboratoire sont décrites dans *Analytical Methods Manual* (Environnement Canada, 1981).

Les échantillons de l'eau de l'épilimnion destinés à la détermination des espèces algales et à la mesure de leur volume ont été conservés dans des bouteilles de plastique opaque de 125 mL, au moyen de 2 mL de Lugol. Le dénombrement s'est fait plus tard, à un grossissement de 125 et de 500, par la méthode d'Utermohl (1958). Le volume des cellules a été estimé dans les échantillons prélevés en mars, au moyen de mesures de la longueur et du diamètre et de formules qui s'appliquent aux formes géométriques simples.

Des portions aliquotes (de 2 ou 3 mL) des échantillons préservés de zooplancton ont été transvasées dans une boîte de Petri en vue de l'identification et du dénombrement sous microscope de dissection. Les estimations du poids sec du zooplancton ont été obtenues pour chaque palanquée, par transformation du nombre de copépodes aux diverses étapes de leur cycle évolutif en équivalent de poids sec, au moyen d'un facteur constant, propre à chaque étape. Les cladocères ont été estimés au moyen des relations entre la longueur et la masse les plus appropriées aux espèces. Le nombre de rotifères a été transformé en unités de masse au moyen d'une constante fondée sur les formes géométriques et la masse volumique d'un spécimen. (Les détails sont donnés à l'annexe C.)

RÉSULTATS

Hydrologie

Dans l'annexe A, nous donnons les valeurs mesurées du ruissellement et du débit (obtenues aux stations hydrométriques localisées sur la figure 2) ainsi que les résultats des calculs des durées de séjour de l'eau dans les lacs. Les résultats les plus importants sont résumés au tableau 3. Les durées minimales et maximales de séjour (R_{min} et R_{max}) sont calculées à partir des extrêmes du débit donnés dans l'annexe A.

Dans la figure 3, nous donnons le schéma simplifié du pourcentage du débit sortant ou entrant dans chaque lac selon les diverses sources.

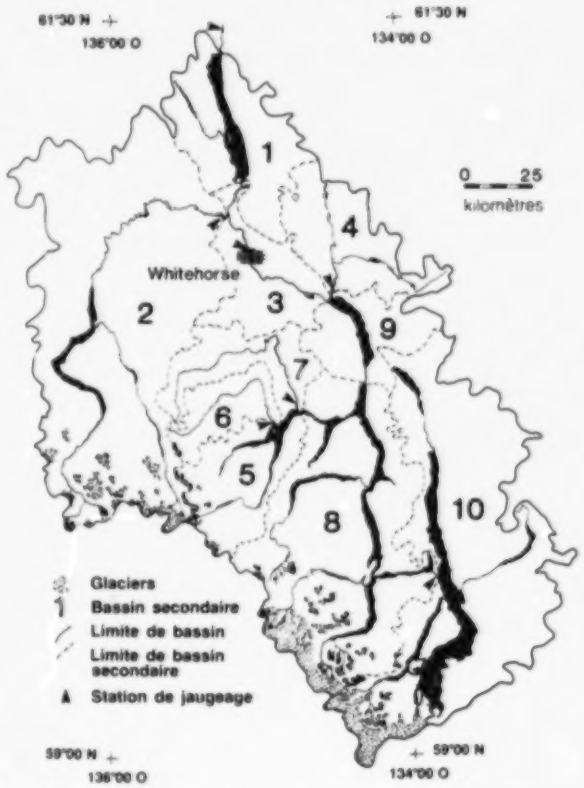

Figure 2. Bassin de drainage et stations hydrométriques de jaugeage.

APPORTS DIRECTS	APPORTS DANS LE LAC EN AVAL (%)	PRINCIPAUX TRIBUTAIRES
100%	→ ATLIN	
	44%	
	\ /	
39%	→ TAGISH ←	17% BENNETT
	97%	
	\ /	
3%	→ MARSH	
	75%	
	\ / ←	19% TAKHINI
6%	→ LABERGE	

Figure 3. Schéma du débit de la région étudiée.

Tableau 3. Durée de séjour

Lac	Durée de séjour du volume (an)				Vitesse de renouvellement (an^{-1})		
	(km^3)	R_{moy}	R_{min}	R_{max}	R_{moy}^{-1}	R_{min}^{-1}	R_{max}^{-1}
Atlin	54.4	18.4	13.7	24.2	0.05	0.07	0.04
Tagish	21.8	3.25	2.42	4.27	0.31	0.41	0.23
Marsh	1.2	0.17	0.13	0.23	5.8	7.6	4.3
Laberge	10.8	1.06	0.80	1.41	0.93	1.3	0.71
Bennett	6.0	5.37	4.01	7.06	0.19	0.25	0.14

Analyses chimiques

Seules les données représentatives ou leur synopsis sont communiqués, le listage intégral des données ayant été présenté dans un rapport préliminaire (Kirkland et Marles, 1983).

Conductivité

La conductivité spécifique (C_{25}) a très peu varié; dans la plupart des échantillons, elle se situe entre 85 et 105 $\mu S \cdot cm^{-1}$. Les minimums sont observés dans la station du sud du lac Tagish (et dans un échantillon de surface du lac Bennett). Dans le lac Atlin, les valeurs sont habituellement supérieures de 20 % à celles du lac Tagish. On ignore si cela est dû à la salinité globale inférieure des apports vers le lac Tagish ou à des modifications intralacustres telles qu'une vitesse d'évaporation plus grande dans le lac Atlin (annexe A).

La régression linéaire entre la conductivité spécifique et la somme des ions (en milliéquivalents) des échantillons prélevés en profondeur dans tous les lacs (juin 1982) révèle un coefficient de corrélation relativement élevé.

$$\text{Somme des ions} = C_{25}\ (0.021) - 0.062;\ R^2 = 0.947\ n = 36$$

Cette bonne corrélation montre que les rapports entre les divers ions sont relativement constants d'un lac à l'autre et que, par conséquent, la conductivité spécifique est une bonne mesure de la somme des ions qu'on y trouve.

La régression linéaire de la somme des ions (en parties par million) et de la silice réactive sous forme non ionique en fonction de C_{25} donne aussi une corrélation forte.

$$\text{MTD (ppm)} = C_{25}\ (0.479) + 6.405;\quad R^2 = 0.892\quad n = 36$$

Éléments nutritifs

Afin de constater les effets de l'assimilation biologique et des apports nutritifs des tributaires, nous avons calculé les concentrations moyennes lacustres. Nous avons déterminé la profondeur du métalimnion à chaque station après examen des profils thermiques continus (Carmack et Marles, 1986). Nous avons intégré les données relatives à chaque station, de la surface jusqu'au-dessus du métalimnion, puis calculé leur moyenne avec les autres stations de chaque lac afin d'obtenir la concentration moyenne lacustre.

Cependant, dans les stations A3 du lac Atlin et T6 du lac Tagish, les concentrations d'éléments nutritifs différaient considérablement des concentrations observées dans les autres stations de ces lacs. Ces deux stations sont contiguës à des tributaires d'origine surtout glaciaire, et comme les résultats qui en proviennent ont influé de façon disproportionnée sur les moyennes lacustres, ils ont été exclus de la plupart des calculs de la moyenne des éléments nutritifs et des paramètres biologiques et ils ont été traités séparément.

Pour toutes les données, nous avons calculé les moyennes annuelles et les moyennes de la saison de croissance, celle-ci étant définie comme englobant les dates d'échantillonnage de juin, d'août et d'octobre.

Phosphore

Toutes les concentrations de phosphore sont très faibles; celles du phosphore total (P_t) atteignant rarement 10 milliardièmes (ppb). La concentration de phosphore en dissolution (P_d) est habituellement inférieure à 5 ppb et souvent elle est à la limite de détection ou sous cette dernière (1 ppb ou $\mu g \cdot L^{-1}$).

Dans chaque lac, les concentrations de P_t sont presque uniformes, le phosphore particulaire (P_p) en constituant la principale fraction. Près de l'entrée du lac Laberge, P_p atteint 10 ppb en juin, probablement sous l'action des matières en suspension charriées par les cours d'eau. Des concentrations élevées semblables de P_p sont observées dans les stations du sud des lacs Atlin et Tagish, en août, au moment où le ruissellement d'origine glaciaire est à son maximum.

Tableau 4. Concentration moyenne de phosphore dans l'épilimnion à chaque prélèvement

Date et lieu de prélèvement	P_t	P_d	P_{rs}	P_p
Lac Atlin				
Juin	2.4	1.0	1.5	1.4
Août	2.6	1.25	0.75	1.3
Octobre	4.25	1.5	2.2	2.75
Mars	2.4	1.5	2.3	1.0
Lac Atlin (-A3)				
Juin	2.3	1.0	1.3	1.3
Août	1.9	1.1	0.5	0.8
Octobre	3.0	1.0	1.5	2.0
Mars	2.25	2.1	2.0	0.1
Lac Tagish (-T6)				
Juin	1.9	1.2	1.3	0.7
Août	2.3	1.2	0.6	1.1
Octobre	2.5	1.2	1.2	1.3
Mars	2.5	1.5	2.0	1.0
Lac Marsh				
Juin	3.8	1.0	1.5	2.8
Août	3.4	1.6	1.1	1.8
Octobre	2.8	1.3	1.1	1.5
Mars	4.5	2.6	1.4	1.9
Lac Laberge				
Juin	6.7	1.3	2.0	5.4
Août	5.2	1.7	0.9	3.5
Octobre	3.8	1.8	1.6	2.0
Mars	4.9	2.5	1.8	2.4

Les écarts des concentrations lacustres des diverses fractions phosphorées (tableau 4) sont minimes au cours de l'année. Les concentrations moyennes lacustres de P_p des lacs Atlin et Tagish sont maximales en octobre, tandis que dans les lacs Marsh et Laberge elles le sont en juin. Les concentrations de P_d dans tous les lacs sont maximales en mars et minimales en juin.

En général, les moyennes annuelles (An) et les moyennes de la saison de croissance (Sc) augmentent vers l'aval (tableau 5). Même si la moyenne de P_d durant la saison de croissance est inférieure à la moyenne annuelle et que la concentration de P_p est supérieure durant la saison de croissance, beaucoup de ces moyennes sont très près de la limite de détection.

Tableau 5. Concentration moyenne de phosphore dans l'épilimnion pour l'année (An) et pour la saison de croissance (Sc)

	P_t		P_d		P_{rs}		P_p	
Lac	Sc	An	Sc	An	Sc	An	Sc	An
Atlin	3.1	2.9	1.25	1.3	1.5	1.7	1.8	1.6
At (-A3)	2.4	2.4	1.0	1.3	1.1	1.3	1.4	1.1
Ta (-T6)	2.2	2.3	1.2	1.3	1.0	1.3	1.0	1.0
Marsh	3.3	3.6	1.3	1.6	1.2	1.3	2.0	2.0
Laberge	5.2	5.2	1.6	1.8	1.5	1.6	3.6	3.3

Sc – Saison de croissance.
An – Annuel.

Tableau 6a. Concentrations d'azote dans l'épilimnion ($\mu g \cdot L^{-1}$)

	N_{td}				N_p				N_{nn}			
Lac	Juin	Août	Octobre	Mars	Juin	Août	Octobre	Mars	Juin	Août	Octobre	Mars
Atlin	85	43	52	65	3	4	7	6	20	2	22	20
A-A3	86	40	48	64	3	4	5	4	19	2	7	21
Tagish	83	53	66	67	5	9	5	7	22	14	21	35
T-T6	83	45	67	68	5	7	5	7	22	6	19	36
Marsh	69	52	56	100	15	21	5	15	2	1	2	33
Laberge	118	57	90	90	9	10	5	9	25	2	22	37

	N_a				N_{md}				N_{od}			
Lac	Juin	Août	Octobre	Mars	Juin	Août	Octobre	Mars	Juin	Août	Octobre	Mars
Atlin	15	6	6	11	34	9	28	31	51	35	24	34
A-A3	15	4	6	7	34	5	13	28	52	35	35	36
Tagish	14	5	10	10	36	19	31	45	47	35	35	23
T-T6	14	5	11	6	36	11	30	42	47	34	36	27
Marsh	12	4	4	30	14	6	5	63	55	47	51	37
Laberge	18	3	13	8	43	6	35	45	75	51	55	45

Azote

Les concentrations d'azote dans ces lacs sont faibles, mais très rarement inférieures à la limite de détection. Les concentrations moyennes, pondérées selon la profondeur (tableau 6), des diverses formes d'azote dans l'épilimnion de chaque lac sont données aux figures 4 à 7.

Tableau 6b. Concentrations d'azote dans tout le lac ($\mu g \cdot L^{-1}$)

	N_{td}				N_p				N_{nn}			
Lac	Juin	Août	Octobre	Mars	Juin	Août	Octobre	Mars	Juin	Août	Octobre	Mars
Atlin	118	57	53	72	3	6	5	4	22	17	24	27
Tagish	91	68	72	74	4	8	5	4	29	28	30	38
Marsh	69	57	59	114	14	19	5	9	4	5	2	26
Laberge	129	77	94	99	7	7	5	5	30	29	30	44

	N_a				N_{md}				N_{od}			
Lac	Juin	Août	Octobre	Mars	Juin	Août	Octobre	Mars	Juin	Août	Octobre	Mars
Atlin	16	8	12	10	37	24	35	37	81	33	18	35
Tagish	13	7	8	16	41	35	38	54	50	32	34	20
Marsh	14	8	4	35	18	13	5	61	51	44	54	53
Laberge	14	4	11	6	43	33	41	51	85	43	53	48

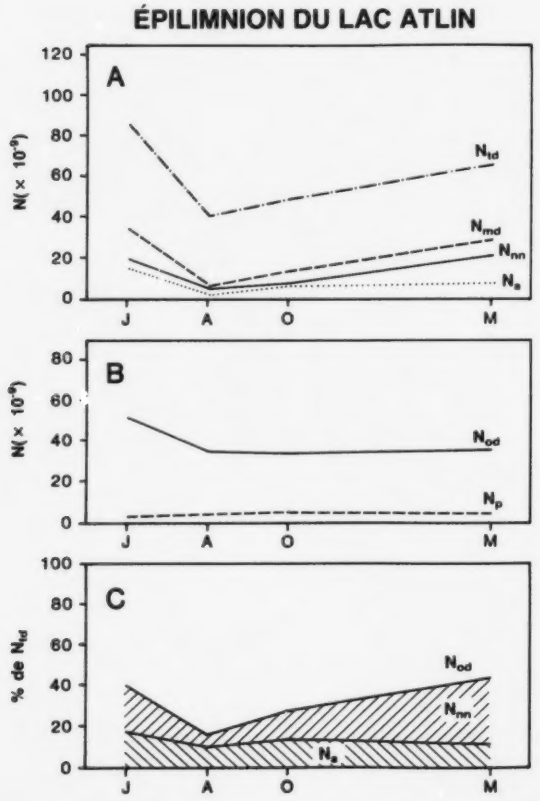

Figure 4. Lac Atlin – concentrations et composition des diverses formes d'azote dans l'épilimnion.

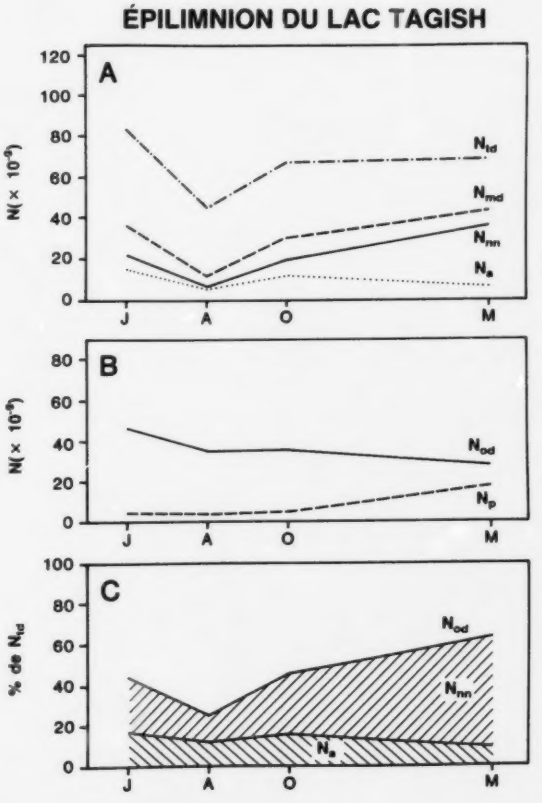

Figure 5. Lac Tagish – concentrations et composition des diverses formes d'azote dans l'épilimnion.

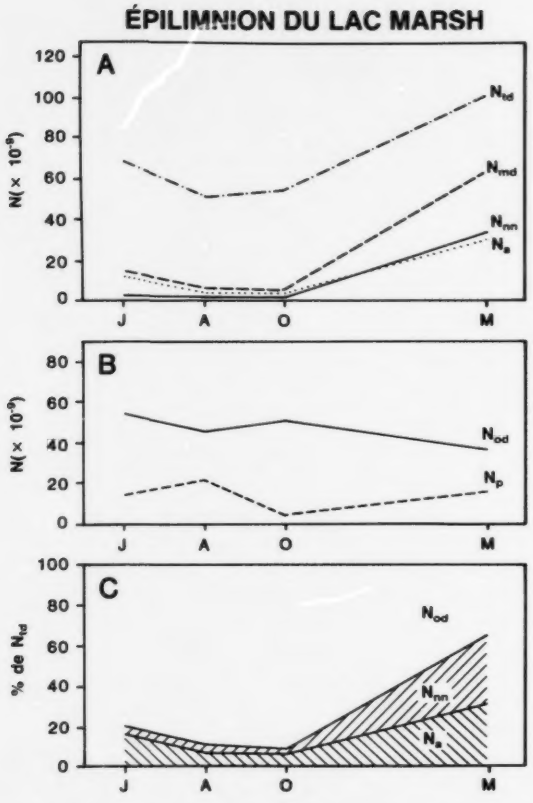

Figure 6. Lac Marsh — concentrations et composition des diverses formes d'azote dans l'épilimnion.

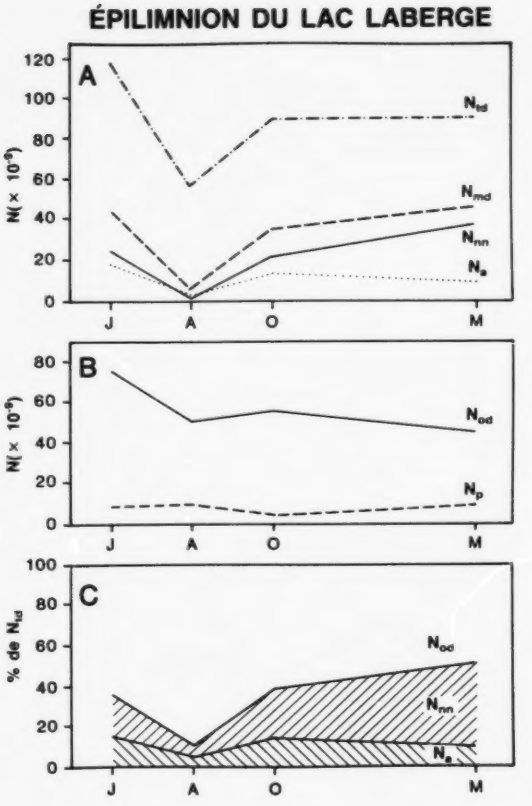

Figure 7. Lac Laberge — concentrations et composition des diverses formes d'azote dans l'épilimnion.

Dans les trois lacs les plus grands (Atlin, Tagish et Laberge), les variations saisonnières sont semblables, la concentration augmentant progressivement vers l'aval. Les concentrations d'azote total en dissolution (N_{td}) et d'azote organique en dissolution (N_{od}) sont maximales en juin. La concentration d'azote minéral en dissolution (N_{md}) est aussi maximale en juin, mais minimale en août.

Dans le lac Marsh, le comportement de l'azote diffère totalement, les maximums étant observés pour l'azote minéral en dissolution (N_{md}) et l'azote particulaire (N_p), la concentration des formes minérales étant inférieure et passant par un minimum plus étendu dans le temps. Entre mars et juin, on y observe une diminution marquée de la concentration de N_{md}, notamment de l'azote nitrique et nitreux N_{nn}).

Les écarts entre les moyennes annuelles et celles de la saison de croissance (tableau 7) sont généralement minces, sauf dans le lac Marsh. C'est N_{md} qui y subit la plus grande variation saisonnière, la moyenne de la saison de croissance se situant seulement au tiers de la moyenne annuelle. La

Tableau 7. Concentration moyenne d'azote dans l'épilimnion pour l'année et pour la saison de croissance

	N_t		N_{td}		N_{md}		N_{od}		N_p	
Lac	Sc	An	Sc	An	Sc	An	Sc	An	Sc	An
Atlin	65	66	60	61	23	26	37	36	4.3	4.75
AT (-A3)	62	64	58	60	17	20	41	40	3.8	3.8
TA (-T6)	71	72	65	66	26	30	39	36	5.7	5.9
Marsh	73	83	59	69	8	22	51	48	14	14
Laberge	96	97	88	89	28	32	60	57	8.0	8.3

Sc — Saison de croissance.
An — Annuel.

principale fraction de N_{td} reste N_{od}, notamment dans le lac Marsh où, durant la saison de croissance, plus de 80 % de N_{td} est sous forme organique.

Comme beaucoup de résultats ralatifs au phosphore se situent près de la limite de détection, le rapport N/P, indicateur des facteurs limitants de la croissance biologique, est difficile à interpréter pour ces lacs. En juin, ce rapport est élevé dans l'épilimnion, ordinairement supérieure à 30, et il chute à moins de 10 en août.

Oxygène

Les concentrations d'oxygène en dissolution restent relativement élevées (généralement supérieures à 10 $mg \cdot L^{-1}$) dans tous les lacs durant toute l'année. Le pourcentage de saturation, corrigé compte tenu de la température et de l'altitude (d'après Mortimer, 1981), demeure aussi élevé. Le minimum observé est de 79 % de saturation, à 138 m, dans le lac Laberge, en mars.

Paramètres biologiques

Chlorophylle du phytoplancton

Les concentrations de chlorophylle sont faibles (0.06 à 0.8 $mg \cdot m^{-3}$) durant la saison de croissance. Les moyennes lacustres sont données dans le tableau 8. Les variations saisonnières dans les lacs Tagish et Marsh sont semblables (figure 8a), les maximums étant observés au printemps et en automne, les minimums en été. Dans le lac Atlin, on observe un phénomène quelque peu semblable, mais le maximum printanier est absent. Le lac Laberge diffère, le maximum étant observé en été.

Ces moyennes et les variations saisonnières ne donnent que des indications brutes, car le nombre d'échantillons prélevés en août et en octobre a été réduit à deux par station. La probabilité était donc forte de ne pas observer d'augmentation significative de la concentration de chlorophylle en août, alors que l'échantillon prélevé à une profondeur médiane (10 m) a servi à dénombrer les espèces algales. En octobre cependant, les échantillons étaient plus représentatifs à cause du brassage rapide des eaux de l'épilimnion.

Les seuls gradients horizontaux prononcés, dans un lac donné, s'observent dans les lacs Atlin et Tagish. Comme les valeurs observées à l'extrémité sud de ces lacs étaient très faibles, elles ont été exclues des calculs des moyennes lacustres.

Tableau 8. Chlorophylle ($mg \cdot m^{-3}$)

	Saison de croissance		Annuel	
Lac	Moy.	Phéophytine (%)	Moy.	Phéophytine (%)
Atlin (-A3)	0.28	31	0.27	28
Tagish (-T6)	0.53	27	0.44	26
Marsh	0.41	39	0.35	38
Laberge	0.56	29	0.47	28

Remarque : La moyenne annuelle pour A3 est 0.16 $mg \cdot m^{-3}$

Biovolume et effectifs du phytoplancton

Le volume algal varie de 30 à 306 $mm^3 \cdot m^{-3}$ durant la saison de croissance. La moyenne annuelle et la moyenne de la saison de croissance, dans l'épilimnion, sont données au tableau 9. Deux phénomènes saisonniers distincts sont discernables (figure 8b) : dans les lacs Atlin et Tagish, le volume culmine en août, dans les lacs Laberge et Marsh, en juin.

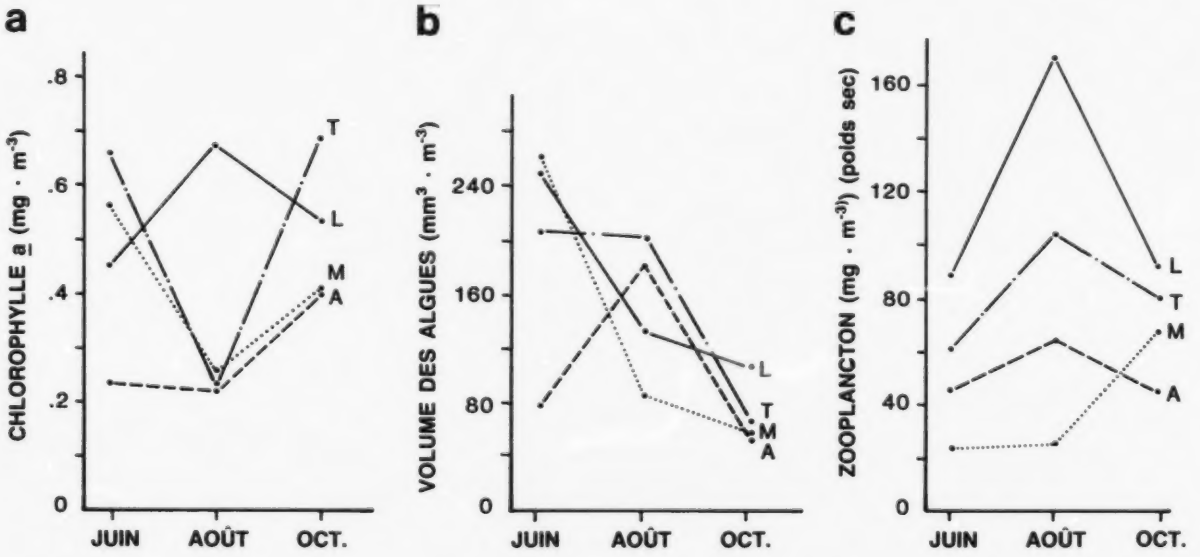

Figure 8. Moyennes lacustres a) concentrations de chlorophylle, b) volume des algues, c) concentrations des zooplanctons.

Tableau 9. Volume moyen des algues ($mm^3 \cdot m^{-3}$)

Lac	Saison de croissance	Annuel
Atlin (+A3)	99	81
Tagish (-T6)	158	123
Marsh	135	116
Laberge	163	130

Pour plusieurs raisons, ces valeurs ne sont que des estimations brutes du volume algal total. Premièrement, elles ne sont fondées que sur un échantillon par station, sauf en juin, alors que deux échantillons ont été prélevés. Deuxièmement, elles sont calculées à partir des estimations du volume des espèces observées en mars et à partir de valeurs publiées pour des espèces qui n'ont été observées que durant la saison de croissance.

Le nombre de cellules varie de 0.17 à 4.1 millions au litre. Les valeurs minimales s'observent dans les échantillons prélevés à 1 m sous la glace, en mars; les maximums, en juin et août. Leur évolution saisonnière est semblable à celle des biovolumes.

Taxonomie du phytoplancton

Tant en nombre qu'en volume (annexe B), les chrysophycées dominent chez les algues. Viennent ensuite les cryptophycées et les diatomées, selon le lac et la saison. Parfois, les dinoflagellés et les chlorophycées parviennent à un biovolume notable. À l'agrandissement qui a servi aux dénombrements (500), il a été impossible de dénombrer le picoplancton (y compris les cyanobactéries) observé.

L'algue la plus commune est une chrysophycée non identifiée qui mesure à peine moins de 8 µm. Parmi les autres chrysophycées, citons *Chromulina mikroplankton, Ochromonas elegans* et *O. silvarum*; parmi les cryptophycées répandues, *Rhodomonas lacustris* et *R. minuta* var. *nannoplanktonica*. Les diatomées sont représentées par *Cyclotella glomerata* et *Asterionella formosa*, qui forme des colonies. Chez les dinoflagellés, un gros *Periodinium* sp. (20 µm de diamètre), souvent observé dans le lac Marsh, contribue le plus à la biomasse globale des dinoflagellés.

Masse et volume du zooplancton

Les prélèvements de zooplancton ont été réalisés selon la verticale, à partir de 50 m dans les lacs profonds et à partir de 25 m dans le lac Marsh. Les résultats moyens sont montrés au tableau 10. Ces valeurs ne sont pas corrigées compte tenu de l'efficacité du filet (normalement de 60 % à 70 %, dans le cas du filet Wisconsin utilisé).

Tableau 10. Stock actuel moyen du zooplancton durant la saison de croissance (masse sèche)

Lac	Stock actuel du zooplancton	
	$mg \cdot m^{-3}$	$mg \cdot m^{-2}$
Atlin (+A3)	4.5	227
Tagish (-T6)	8.2	410
Marsh	3.9	99
Laberge	11.9	593

Les trois lacs les plus profonds connaissent les mêmes variations saisonnières, la biomasse maximale étant observée en août (figure 8c). Dans le lac Marsh, l'été correspond à la concentration minimale, octobre au maximum.

Taxonomie du zooplancton

Les groupes dominants sont les copépodes et les rotifères. Les cladocères sont aussi présents, mais leurs effectifs ne sont notables que dans les lacs Marsh et Laberge. Le nombre de cellules prélevées à chaque palanquée est donné à l'annexe C.

L'espèce dominante est le copépode carnivore *Cyclops scutifer* (1.2 mm chez les femelles et 0.95 mm chez les mâles). Habituellement, vient au second rang le copépode herbivore *Diaptomus pribilofensis* (0.9 mm). Beaucoup moins fréquents sont *Senecella calanoides* (2.3 mm) (dans le lac Laberge seulement) et *Heterocope septentrionalis* (2.3 mm). Les dimensions de ces quatre espèces sont dans la partie inférieure des intervalles de grosseur cités dans les publications.

Les rotifères les plus répandus sont *Kellicottia longispina* et *Conochilus unicoris*. En août, dans le lac Marsh, domine un rotifère *Synchaeta* sp. Les populations de rotifères sont probablement sous-estimées, car les ouvertures de 110 µm du filet à plancton ont laissé s'échapper ces petits organismes.

Le cladocère le plus répandu est *Daphnia longiremis*, tandis que *D. pulex* (var. *middendorffiana* ?) et *D. rosea* (var. *longispina* ?) sont aussi présents. *Eubosmina coregoni* (var. *longispina* ?) est souvent observé sans être nombreux. *Leptodora kindtii*, capturé seulement dans les lacs Marsh et Laberge, ne mesure que 6 mm de longueur, comparativement à 20 mm, la longueur donnée dans les publications.

Les cortèges d'espèces (tableau 11) révèlent trois associations différentes. Dans les lacs Atlin et Tagish, on trouve les mêmes espèces en proportions à peu près semblables, bien que dans le lac Atlin, les effectifs soient

quelque peu moindres. Dans le lac Marsh, on trouve davantage de cladocères, notamment le gros prédateur *Leptodora*. Souvent aussi, on capture des chironomidés dans le lac Marsh. Le lac Laberge se caractérise par des effectifs élevés des rotifères et de copépodes.

Tableau 11. Cortège de zooplancton

Lac	Rotifères	Copépodes	Cladocères
Atlin et Tagish	*Kellicottia*++	*C. scutifer*+++	*D. pulex*+
	Conochilus++	*D. pribilofensis*++	*Eubosmina*+
Marsh	*Synchaeta*+++	*C. scutifer*+	*D. longirenis*++++
	Kellicottia++	*D. pribilofensis*+	*Leptodora*++
Laberge	*Conochilus*++++	*C. scutifer*++++	*D. longirenis*++
	Kellicottia+	*D. pribilofensis*+++	*D. rosea*+
		Senecella+	*Leptodora*+

Abondance relative + = peu nombreux, ++++ = très nombreux.

ANALYSE

Deux facteurs influent énormément sur le caractère général des conclusions relatives aux caractéristiques nutritives et biologiques des lacs. Premièrement, les données n'ont été recueillies que sur une année, ce qui fait que les variations interannuelles sont inconnues. Deuxièmement, la fréquence des échantillonnages et le nombre d'échantillons prélevés dans chaque lac sont caractéristiques d'une étude de reconnaissance.

Paramètres physiques

Les paramètres physiques influent considérablement sur les caractéristiques chimiques et biologiques de ces lacs, les basses températures, le mélange en profondeur, le renouvellement des eaux et la turbidité étant tous importants.

Température

La température des lacs est suffisamment faible pour influer à la baisse sur la production biologique. L'englacement commence tard et se termine tard (décembre à mai), ce qui raccourcit la saison de croissance (mai à octobre), qui commence sous la couverture de glace.

Brassage

Au début de la saison de croissance (juin), après la disparition de la glace, les grands lacs (Atlin, Tagish et Laberge) sont très peu stratifiés et sont donc soumis à un brassage en profondeur sous l'influence des périodes de vent. Ce brassage en profondeur peut masquer les modifications, d'origine biologique, des concentrations d'éléments nutritifs. Non seulement l'effet de ces modifications est dilué dans un grand volume d'eau, mais la production d'algues est probablement empêchée par le brassage à des profondeurs inférieures à celle du point de compensation par photosynthèse.

Renouvellement des eaux

La vitesse estivale de renouvellement de l'eau de l'épilimnion de ces lacs est inférieure à la vitesse annuelle (tableau 3). Si le renouvellement est suffisamment rapide, l'augmentation de la biomasse algale peut être réduite. C'est ce qui arrive probablement dans le lac Marsh et, dans une moindre mesure, dans le lac Laberge, où la durée de séjour des eaux de l'épilimnion peut être d'à peine 27 et 77 jours respectivement (volume de la tranche jusqu'à 30 m divisé par le débit moyen en août; 1943 à 1982).

Turbidité

Les deux principales sources de turbidité (d'origine minérale) dans ce bassin sont la farine glaciaire et les sédiments glacio-lacustres remis en suspension. La farine glaciaire est transportée vers les lacs par les affluents du sud-ouest surtout et elle est particulièrement observable dans les lacs Atlin et Tagish à la fin de l'été. Le fleuve Yukon, près de Whitehorse, et la rivière Takhini traversent des berges formées de dépôts glacio-lacustres. Une turbidité fluviale maximale accompagne vraisemblablement les débits maximaux et elle survient au début de l'été.

Chimie des éléments nutritifs

Phosphore

Les concentrations de phosphore total sont inférieures à celles qui sont observées dans des lacs plus petits du bassin du Yukon (Shortreed et Stockner, 1985). En effet, la moyenne pour la saison de croissance (été), soit (3.3 $\mu g \cdot L^{-1}$), n'est d'à peu près que la moitié de celle qui est mesurée dans les lacs plus petits (6.0 $\mu g \cdot L^{-1}$).

Le phosphore total se trouve surtout sous forme particulaire (61 % de P_t observé durant la saison de croissance), et ce P_p est maximal lorsque les concentrations des sédiments fluviaux en suspension sont maximales. Même si la bioassimilabilité de P_p n'a pas été déterminée, elle exerce un effet notable sur celle du phosphore total. (Gray et Kirkland, 1982). Par exemple, dans le sud des lacs Atlin et Tagish, les sédiments en suspension sont probablement constitués d'une forte proportion d'apatite et, dans ce cas, la bioassimilabilité de P_p (donc de P_t) serait faible. Ainsi, pour ces lacs P_t peut être un indicateur peu fiable de la concentration de phosphore bioassimilable (P_{ba}).

Les concentrations de phosphore en dissolution (P_d) diminuent rapidement de mars à juin : d'un facteur de 2 dans les lacs Marsh, Laberge et Atlin (-A3). Durant le reste de la saison de croissance cependant, elles varient peu. Les méthodes d'analyse chimique habituelles n'ont pas permis de contrôler la dynamique du phosphore, et des mesures directes du temps de renouvellement du phosphore seraient utiles.

Les concentrations du phosphore réactif soluble (P_{rs}) sont, dans l'intervalle de l'erreur expérimentale, les mêmes que celles de P_d. Beaucoup d'analyses ont donné des résultats inférieurs à la limite de détection, et les concentrations dosées de P_{rs} sont souvent à peine supérieures à celles de P_d. Ces résultats portent à croire que la concentration de P_{od} est extrêmement faible.

Azote

La concentration moyenne de N_t durant la saison de croissance (76 $\mu g \cdot L^{-1}$) est de seulement 20 % de celle qui a été observée dans les lacs plus petits du bassin du Yukon (Shortreed et Stockner, 1985). Comme N_p ne constitue qu'une petite fraction de N_t, les variations de ce dernier sont corrélées à des modifications des constituants de N_{td}. Comme dans la plupart des lacs, les concentrations de N_{td} dans ces lacs aux sources du Yukon sont maximales au début de la saison de croissance (mars à juin), avant l'assimilation de N_{md} par les algues.

Dans ces lacs habituellement, N_{td} est surtout constitué de N_{od}, dont les concentrations sont maximales en juin et diminuent avant août. La production de phytoplancton ou les apports dus au ruissellement de l'eau de fonte sont des sources possibles de cette augmentation (Daley et coll., 1981). Si cette matière organique est autochtone, alors la production de ces lacs sous la glace est considérable. La diminution qui survient avant août pourrait être attribuable à l'assimilation des bactéries hétérotrophes qui pourraient ensuite constituer une source de carbone et d'azote pour certains zooplanctons. Une partie de cette diminution peut s'expliquer par la dilution causée par le ruissellement glaciaire, faible en N_{od}.

La concentration de N_{nn} diminue rapidement au printemps et est parfois inférieure à la concentration d'azote ammoniacal. Cependant, les concentrations moyennes d'azote nitrique dans l'épilimnion, durant la saison de croissance restent supérieures à la limite de détection dans tous ces lacs, tandis que dans neuf des 19 petits lacs du bassin du Yukon (Shortreed et Stockner, 1985) les moyennes sont inférieures à la limite de détection. La période optimale de l'absorption des nitrates par les algues se situe peut-être entre la fonte et la disparition des glaces. L'éclairement est alors probablement suffisant pour la photosynthèse, et l'absence de vent ne provoque pas de brassage. Sous la glace, l'absorption qui survient dans le lac Marsh pourrait expliquer la très faible concentration de nitrates observée à la mi-juin.

La présence de quantités modérées d'ammoniac durant la saison de croissance dénote que l'offre dépasse la demande et elle serait imputable à l'excrétion d'ammoniac par le zooplancton. En août, il est probable que le phytoplancton ne puisse utiliser l'ammoniac à mesure qu'il est produit à cause des faibles concentrations de P qui agit alors comme facteur limitant.

Les concentrations d'azote particulaire restent si faibles que les variations saisonnières ne sont pas significatives. La composition de ce constituant (algues, bactéries, nauplius, détritus, etc.) n'a pas été déterminée.

Même si, dans les quatre grands lacs, les concentrations de P_t sont inférieures de moitié à celles qu'on trouve dans les lacs plus petits du Yukon (Shortreed et Stockner, 1985), les valeurs typiques de N_t sont inférieures à 20 % des concentrations trouvées dans les autres lacs. Cependant, malgré une faible concentration d'azote, N_{md} reste supérieure à la limite de détection durant toute l'année. Même si le rapport N/P chute de plus de 30 en juin, à moins de 10 en août, les très faibles concentrations d'éléments nutritifs font qu'on ne peut trop se fier à ce rapport. L'exactitude et la précision de la méthode de dosage de P_d sont des facteurs significatifs dont il faut tenir compte quand on considère la justesse et l'utilité de ce rapport. De même, la proportion d'azote et de phosphore disponibles pour la production et leurs vitesses relatives de renouvellement sont inconnues. L'absence d'algues bleues dénote indirectement que le rapport N_{ba}/P_{ba} (le rapport de l'azote bioassimilable au phosphore bioassimilable) reste constamment élevée (>10).

Interactions physico-chimiques spécifiques

Des processus physiques, particuliers à chaque lac, modifient le tableau général que nous venons de brosser.

Lacs Atlin et Tagish

Ce sont les lacs les plus profonds du groupe étudié et le renouvellement de leurs eaux y est le plus lent. Le brassage en profondeur, sous l'action des forces de convection, au début de la saison de croissance (phénomène probablement commun à tous ces lacs), y est tout à fait évident et il empêche l'accroissement de la biomasse. Ces deux lacs possèdent aussi des gradients de turbidité horizontale prononcés. Dans les stations les plus méridionales, la turbidité,

due surtout à des sources glaciaires, est typiquement plusieurs fois celle qui est observée en d'autres stations. À T6 et T4, la profondeur de disparition du disque de Secchi en août est de 1.0 et de 11.0 m, respectivement. La pénétration de la lumière est réduite de telle sorte que la production biologique peut être limitée. En août, la biomasse du phytoplancton dans les parties sud des lacs Atlin et Tagish était inférieure à celle qui était observée en d'autres stations de chacun de ces lacs. En octobre, on a également noté des concentrations plus faibles de chlorophylle. La biomasse algale lacustre atteint son maximum en août, entre le moment où se produit le brassage et celui où apparaît la turbidité.

Lac Marsh

Parmi les quatre lacs étudiés, c'est le plus petit, le moins profond et le plus chaud. En outre, c'est dans ce lac que la turbidité est la moins forte. Ce lac se réchauffe plus rapidement que les autres, ce qui fait que la biomasse y atteindrait son maximum plus tôt. Le réchauffement hâtif de ce lac survient à une date significativement différente de celle des autres lacs, et le phénomène devrait être étudié davantage. Un fait intéressant est la présence d'une vaste superficie d'eau peu profonde près de l'émissaire du lac Tagish, qui sert à préchauffer l'eau avant qu'elle ne gagne le lac Marsh par son émissaire.

Dans le lac Marsh, la faible profondeur et la chaleur de l'eau augmentent les possibilités de régénération et de recyclage des sédiments ainsi que l'importance des organismes benthiques. Cependant, c'est dans ce lac que le renouvellement est le plus rapide et que l'apport relatif d'eau par un lac d'amont est le plus élevé (figure 3). Par conséquent, l'effet physique du renouvellement de l'épilimnion, qui, en été, descend près du fond, pourrait être un facteur important de l'équilibre nutritif et des paramètres biologiques. En été, la plus grande partie des apports d'eau (de l'épilimnion du lac Tagish) est déjà appauvrie en éléments nutritifs. Ainsi, la durée de séjour très courte de l'eau alliée à un apport très faible d'éléments nutritifs empêche la prolifération estivale de phytoplancton; c'est ce qui explique que sa biomasse culmine au début de l'été.

Lac Laberge

Comme la durée de séjour de l'eau y est intermédiaire, ce lac subit aussi l'influence de ses tributaires. Une fraction importante des apports d'eau (19 %) provient de la rivière Takhini dont les berges, en périodes de fort débit, perdent des quantités élevées de sédiments glaciaires. En aval du lac Marsh, le fleuve Yukon entraîne aussi des sédiments. Ces eaux troubles, en entrant dans le lac Laberge, subissent la force de Coriolis, longent la rive droite et produisent des tourbillons d'eau chargée de sédiments qui sont clairement visibles sur les 48 km de longueur du lac (Ball,1983). Un réseau d'échantillonnage plus dense montrerait sans doute des variations latérales prononcées dans les caractéristiques chimiques et biologiques de ces eaux.

Parmi les quatre lacs étudiés, le lac Laberge est le plus riche en éléments nutritifs, car il reçoit des apports supplémentaires de la rivière Takhini et de l'usine d'épuration de Whitehorse (12 000 habitants). Les estimations préliminaires selon des données de Jack et coll. (1983) et de Bethell (1981), montrent que l'usine d'épuration peut accroître la concentration de P_t dans le fleuve, à la hauteur de Whitehorse, d'environ 4 $\mu g \cdot L^{-1}$, en période d'étiage (hiver et printemps) et de 1 $\mu g \cdot L^{-1}$ durant la crue. Cette augmentation est de l'ordre de 10 % à 20 %, et une grande partie de ce phosphore total ajouté peut être facilement assimilable par les algues du lac. L'usine d'épuration déverse aussi des quantités notables d'ammoniac; cependant, même fragmentaires, les données ne portent à croire qu'à des augmentations de 1 à 4 $\mu g \cdot L^{-1}$ (<5 % des concentrations naturelles de N_{td}). Malgré ces apports, l'augmentation estivale de biomasse dans le lac peut être empêchée par la turbidité. Le maximum de la biomasse algale s'observe en juin, bien que la concentration de chlorophylle culmine en août. Dans l'ensemble, le lac Laberge semble le plus productif des quatre lacs étudiés, car, outre les concentrations maximales d'éléments nutritifs, il manifeste le plus fort appauvrissement d'oxygène dans l'hypolimnion, au cours de l'hiver.

Paramètres biologiques

Phytoplancton

Dans les quatre lacs, la biomasse algale est très faible, comme on pourrait s'y attendre à cause des faibles concentrations d'éléments nutritifs et à cause des conditions physiques relativement rigoureuses. En comparaison, dans beaucoup des petits lacs (1.6 à 90 km^2) du bassin du Yukon, la biomasse moyenne estivale est plus élevée (Shortreed et Stockner, 1985). Le brassage qui se fait plus en profondeur, la turbidité plus accentuée ou ces deux facteurs, qui agissent dans les grands lacs étudiés, ainsi que les teneurs plus faibles en éléments nutritifs sont probablement à l'origine de cette faible biomasse.

Les relations entre la chlorophylle, d'une part, et P_t et N_t, d'autre part, n'étaient pas significatives au seuil de 5 % (tableau 12). Évidemment, le petit nombre de paires de données (4) exige un coefficient de régression très élevé pour que la relation soit significative. Dans l'étude de Shortreed et Stockner (1985), 35 % de la variation de la concentration de chlorophylle pouvait être imputée à P_t, au

Tableau 12. Relations de régression entre les valeurs observées durant la saison de croissance

Variable dépendante	Variable indépendante	Coordonnée à l'origine	Pente	n	r^2	r^{2*}
Chlorophylle *a*	P_t	0.29	0.049	4	0.27	0.90
Log chlorophylle *a*	log P_t	- 0.55	0.377	4	2.23	0.90
Chlorophylle *a*	N_t	- 0.07	0.0068	4	0.60	0.90
Biovolume	P_t	117	6.67	4	0.091	0.90
Biovolume	N_t	29	1.45	4	0.50	0.90
Zooplancton	P_t	2.5	1.6	3	0.47	0.99
Zooplancton	N_t	- 8.5	0 21	3	0.87	0.99
Zooplancton	Chlorophylle *a*	0.45	18	3	0.82	0.99
Zooplancton	Biovolume	- 4.9	0.093	3	0.81	0.99
Chlorophylle *a*	N_{nn}†	- 0.08	0.0166	4	0.91	0.90
Chlorophylle *a*	P_{rs}†	0.46	- 0.008	4	0.0003	0.90
Biovolume	N_{nn}†	24	3.63	4	0.95	0.90
Biovolume	P_{rs}†	202	-34	4	0.193	0.90

Remarques : L'indice * indique la valeur exigée pour le caractère significatif au seuil de 5 %. L'indice † dénote les valeurs observées au printemps.

seuil de 1 % de signification, après transformation logarithmique de 19 paires de données. Dans les quatre lacs que nous avons étudiés, le rapport de la chlorophylle à P_t était inférieur au rapport calculé pour les lacs étudiés par Shortreed et Stockner. Si ce rapport inférieur est confirmé par des prélèvements plus étendus, il peut dénoter une disponibilité biologique inférieure de P_t dans l'épilimnion de ces grands lacs aux sources du Yukon.

Nous avons établi une régression entre les algues indicatrices de la saison de croissance et les concentrations de N_{nn} et de P_{rs} à la fin de l'hiver. Ces deux dernières valeurs pourraient constituer une fraction importante de l'apport nutritif bioassimilable au printemps et en été. La relation entre N_{nn} sous la glace, en mars, et la chlorophylle et le volume de biomasse durant la saison de croissance était significative au seuil de 5 % (tableau 12). D'autre part, la relation entre P_{rs} et ces indicateurs biologiques n'était pas significative. L'interprétation de l'effet limitant respectif de N ou de P, qui en découle, ne peut être que spéculative, vu le peu de données sur lesquelles elle repose; cependant, elle indique l'importance de N par rapport à P dans ces lacs.

Les fluctuations saisonnières de la biomasse sont le plus visibles si on retient le volume de cette biomasse (Nicholls et Dillon, 1978). Dans les lacs Marsh et Laberge, on observe des maximums distincts au début de l'été (figure 8b). Dans le lac Atlin et, dans une certaine mesure, dans le lac Tagish, la biomasse culmine à la mi-été. Ce décalage peut être dû à l'effet négatif qu'exercent sur la biomasse la chasse rapide de l'eau et la forte turbidité des lacs Marsh et Laberge respectivement, à la mi-été; de même qu'à l'effet négatif du brassage prolongé en profondeur au début de l'été dans les lacs Atlin et Tagish.

La composition des espèces algales était plus typique de certains lacs de fjords de la Norvège que d'autres grands lacs oligotrophes du Canada à cette latitude. Les lacs norvégiens où les concentrations de chlorophylle sont inférieures à 2 $mg \cdot m^{-3}$ abritent des associations d'algues dominées par les chrysophycées et les cryptophycées (Rognerud et Kjellberg, 1984) à l'instar de ces lacs du Yukon. Les diatomées dominent dans la plupart des grands lacs des Territoires du Nord-Ouest et du Labrador (Duthie, 1979; Moore, 1980). Même si dans certains grands lacs des Territoires, la chrysophycée *Dinobryon bavericum* est l'espèce la plus fréquente (Moore, 1978), *Dinobryon* sp. n'était pas répandu dans les lacs que nous avons étudiés.

Dans les trois lacs les plus profonds, les algues ne différaient pas beaucoup. La grande proportion de dinoflagellés dans le lac Marsh indiquerait que sa faible profondeur et la température plus élevée de l'eau influent fondamentalement sur la composition des espèces. Cependant, dans les quatre lacs, la biomasse des algues bleues est faible, caractéristique commune à la plupart des lacs subarctiques (Holmgren, 1985).

Nos données fragmentaires sont muettes sur la répartition verticale des algues. Cependant, la relation entre le volume des algues et la chlorophylle en juin

$$\text{Chl } (mg \cdot m^{-3}) = 0.0737 + 0.0015 \text{ volume algal } (mm^3 \cdot m^{-3})$$

$$R^2 = 0.717 \qquad p < 0.01 \qquad n = 10$$

appliquée aux données relatives au volume observé en août permet d'estimer la concentration de chlorophylle à une profondeur intermédiaire en août. Ainsi, durant ce mois, la biomasse près de la surface du lac Laberge culmine tandis

que dans les lacs Atlin et Tagish le phénomène s'observe généralement à des profondeurs supérieures. L'effet de la faible densité de notre réseau d'échantillonnage est de faire systématiquement tendre la concentration moyenne de chlorophylle vers le haut, dans le lac Laberge, et vers le bas, dans les lacs Atlin et Tagish, en août. Quant au volume algal, l'erreur s'exerce dans le sens inverse. La biomasse était probablement homogène en octobre, les profils thermiques trahissant un brassage en profondeur dû à la convection.

Zooplancton

La biomasse du zooplancton était très faible, beaucoup plus faible que dans tout autre petit lac de la région (Shortreed et Stockner, 1985). Même si la température et les prédateurs influent sur la biomasse du zooplancton, de fortes corrélations avec la teneur en chlorophylle durant la saison de croissance (concentration des aliments) ont été observées dans d'autres lacs. Par exemple, Rognerud et Kjellberg (1984) ont constaté que, dans 28 lacs norvégiens, la biomasse moyenne du zooplancton durant la saison de croissance (dans les 20 m supérieurs) était linéairement proportionnelle à la teneur moyenne en chlorophylle (dans les 10 m supérieurs) durant la saison de croissance :

$$\text{Zoop } (mg \cdot m^{-3}) = 0.65 + 18 \text{ Chl } (mg \cdot m^{-3})$$

$$R^2 = 0.62 \qquad p < 0.01 \qquad n = 28$$

Dans les trois lacs profonds du Yukon (à l'exclusion du lac Marsh), nous avons trouvé une relation linéaire semblable (tableau 12), mais non significative au seuil de 5 %, au moyen des données relatives au zooplancton dans les 50 m supérieurs et des données relatives à la chlorophylle dans les 30 m supérieurs. Comme, pour le lac Marsh, la relation entre le zooplancton et le phytoplancton semble différer, à cause de la faible profondeur et du renouvellement rapide de l'eau; les données relatives à ce lac n'ont servi à aucune des analyses ultérieures de corrélation. Il s'agit d'une conclusion très préliminaire, car les données sont très fragmentaires. Cependant, on devine que le zooplancton semble dépendre fortement de la biomasse des algues dans ces grands lacs aux sources du Yukon. Il existait aussi une corrélation semblable entre le zooplancton et le volume algal.

La corrélation entre la biomasse moyenne du zooplancton durant la saison de croissance et N_t était presque significative au seuil de 5 % (tableau 12). La corrélation avec P_t ne l'était pas. La corrélation entre le zooplancton et N_t reflète peut-être l'insertion des atomes d'azote dans les protéines du zooplancton. Ainsi, dans ces lacs, la concentration d'azote disponible total pourrait être une mesure du stock potentiel de zooplancton.

Le tableau des espèces dominantes (tableau 11) porte à croire à des différences fondamentales dans la structure des réseaux trophiques des quatre lacs. Que celui du lac Marsh diffère tout à fait de celui des lacs plus profonds, il n'y a là rien de surprenant, compte tenu de la faible profondeur et de la température élevée de l'eau du premier. Il est probable que les effectifs du benthos suffisent à influer sur la composition de la biomasse et des espèces du zooplancton de ce lac. La concentration la plus forte de zooplancton durant la saison de croissance a été observée dans le lac Laberge. La prolifération des rotifères et des cladocères filtreurs porte à croire à la présence de plus grandes quantités de bactéries et de picoplancton que dans les lacs d'amont. Dans les lacs Atlin et Tagish, la rareté relative des rotifères semble indiquer que la biomasse des proies de ces organismes est moindre.

Entre les lacs Atlin et Tagish, d'une part, et Marsh et Laberge, d'autre part, la composition des espèces de cladocères différait constamment. Dans les deux lacs d'amont, le gros organisme *Daphnia pulex* était le cladocère dominant, tandis qu'il était rare dans les lacs d'aval où les daphnée *D. rosea* et *D. longiremis*, moins gros, étaient communs. Archibald (1977) a constaté que la grosse daphnée *D. middendorffiana* dominait en l'absence de poissons planctonivores tels que *Coregonus clupeaformis* et *C. sardinella* dans les lacs du Yukon qu'il a étudiés. Il semblerait donc que les poissons planctonivores puissent avoir influé sur la composition des espèces de zooplancton dans les lacs Marsh et Laberge.

Enfin, la présence de *Senecella calanoides* dans le lac Laberge recule les limites du domaine connu de répartition de cette espèce. Le seul autre lac du bassin du Yukon où on a signalé sa présence (Lindsey et coll., 1981) est le lac Kusawa, dans le bassin de la rivière Takhini, en amont du lac Laberge.

On trouve au tableau 13 un synopsis des caractéristiques lacustres.

INCIDENCES DES TRAVAUX DE MISE EN VALEUR

Parmi les plans d'aménagement hydroélectrique de la région, citons la construction d'un barrage sur la rivière Atlin et la dérivation du cours de cette rivière vers le sud, via un autre bassin de drainage, la régularisation de son cours actuel ou les deux.

La dérivation ne modifierait pas la durée apparente de séjour des eaux dans le lac Atlin, mais elle l'accroîtrait dans les autres lacs (où les apports d'eau seraient diminués). La production biologique dans la partie centrale du lac Atlin, pourrait s'accroître légèrement à cause de l'augmentation

Tableau 13. Synopsis des caractéristiques lacustres

Paramètre	Lacs Atlin et Tagish	Lac Marsh	Lac Laberge
Durée de séjour	longue	courte	moyenne
Turbidité	apports glaciaires	faible	rivière Takhini
MTD* (ppm)	45 à 55	47	50 à 55
Apports nutritifs estivaux	faibles	très faibles	rivière Takhini et eaux usées de Whitehorse
Biomasse algale	minimale et modérée	modérée	maximale
Moment du maximum de la biomasse algale	août	juin	juin
Zooplancton dominant	copépodes	cladocères	rotifères et copépodes

*MTD = Matières totales en dissolution.

de la quantité d'éléments nutritifs assimilables dans cette partie du lac et de leur dilution moindre par les eaux de fonte glaciaire pauvres en éléments nutritifs. En outre, si les eaux troubles du glacier traversent le lac et en sortent moins mélangées, il y aura diminution de la turbidité dans la partie centrale. Les effets exercés sur les modifications saisonnières dépendraient des caractéristiques spécifiques du ou des ouvrages de régularisation qui seraient construits.

Dans les lacs Tagish et Marsh, la durée de séjour de l'eau serait multipliée par 1.7; dans le lac Laberge, par 1.4, ce qui est peu, mais, dans les divers bras du lac Tagish, les écarts pourraient être plus grands. Par exemple, dans l'anse Graham, qui relie le lac Tagish et le lac Atlin, la durée de séjour serait très fortement modifiée. Les caractéristiques de brassage des sédiments charriés par la rivière Swanson et qui entrent dans le lac Tagish par le sud pourraient être modifiées, et le gradient de turbidité changé. La conductivité de l'eau du lac Tagish pourrait décroître et la concentration d'éléments nutritifs augmenter si l'émissaire du lac Atlin est dérivé vers le sud.

Les eaux du lac Marsh pourraient toujours se renouveler rapidement (en moins de 4 mois, sur une échelle annuelle). Cependant, la diminution des débits estivaux pourrait se traduire par un allongement notable de la durée de séjour durant la saison de croissance. Si l'ouvrage qui se trouve actuellement au lac Marsh sert à stocker l'eau durant l'été (pour la production d'électricité en hiver et au printemps), la durée de séjour durant la saison de croissance serait prolongée. Les concentrations d'éléments nutritifs toutefois resteraient probablement très faibles.

Dans le lac Laberge, les concentrations d'éléments nutritifs augmenteraient probablement à cause de la dilution moindre des apports de l'usine d'épuration de Whitehorse et de la rivière Takhini. La turbidité des eaux du lac augmenterait, car un pourcentage plus grand des apports proviendrait de la rivière Takhini, aux eaux troubles.

La régularisation plutôt que la dérivation des eaux de la rivière Atlin ne modifierait pas la durée apparente de séjour annuelle des eaux des quatre lacs, mais elle influerait sur ses fluctuations saisonnières. L'emmagasinement de l'eau dans le lac Atlin, durant la saison de croissance, augmenterait en aval les possibilités de multiplication de la biomasse par diminution de l'effet de purge (Reid Crowther, 1983). L'augmentation du débit hivernal pourrait modifier les caractéristiques printanières de la glace (notamment dans l'anse Graham) ainsi que la dynamique des éléments nutritifs au début de la saison de croissance (sous la glace).

Les modifications chimiques et biologiques cumulatives résultant des nouveaux régimes hydrologiques pourraient être complexes (Daley et coll., 1981). Même si, dans l'ensemble, les caractéristiques limnologiques moyennes du réseau ne sont pas appelées à changer, les modifications tant locales qu'à une échelle plus petite même, pourraient être notables. Des études plus détaillées seraient souhaitables au stade de l'avant-projet.

Malgré les effets prononcés des processus physiques sur ces lacs, la productivité biologique y reste probablement déterminée par les éléments nutritifs. De fait, les concentrations observées dans tous les lacs sont si faibles qu'une augmentation modérée devrait avoir des effets positifs. L'accroissement artificiel des concentrations d'éléments nutritifs ou la fertilisation constituent donc une option possible d'aménagement pour augmenter la production halieutique. Dans le lac Atlin, où la durée de séjour est la plus longue et où on trouve les concentrations les plus faibles d'éléments nutritifs, le séjour des éléments nutritifs ajoutés serait prolongé, ce qui recèle les plus grandes possibilités d'accroissement de la biomasse. Le lac Marsh, malgré le renouvellement rapide de ses eaux, constitue

aussi un candidat à l'aménagement à cause de sa température relativement modérée et de la faible concentration d'éléments nutritifs durant la saison de croissance.

Selon nos données, l'usine d'épuration de Whitehorse n'a pas besoin de se doter de techniques de traitement tertiaire. En effet, la croissance à venir de cette localité, qui s'accompagnera d'une augmentation des rejets d'éléments nutritifs dans ses effluents, pourrait avoir des résultats biologiques positifs sur le lac Laberge. Actuellement, la biomasse des algues dans ce lac n'est pas excessive, tandis que l'appauvrissement de l'oxygène durant l'hiver est faible. Si le zooplancton et le poisson sont rationnés en nourriture, alors l'augmentation des concentrations d'éléments nutritifs pourrait accroître la production halieutique à divers degrés dans chacun de ces quatre grands lacs aux sources du Yukon.

TRAVAUX À VENIR

Notre étude préliminaire a permis de cerner plusieurs possibilités de recherche et besoins d'information. En ce qui concerne le cycle des éléments nutritifs, les modifications les plus considérables surviennent au début du printemps, sous la glace. Malheureusement, cette saison est celle où l'échantillonnage est le plus difficile et le plus coûteux. Les crues et la fonte de la glace exigent l'utilisation d'hélicoptères dont l'emploi, pour des prélèvements sécuritaires, est coûteux. Après la disparition des glaces, alors qu'on pourrait utiliser une embarcation, l'accès limité et les faibles hauteurs d'eau rendent sa mise à l'eau difficile. La solution, bien que coûteuse, serait le recours à de petits aéroglisseurs.

Afin d'obtenir des renseignements plus précis sur la productivité biologique potentielle de ces lacs, il faudrait instituer une campagne d'échantillonnage plus intensive. Nous avons besoin de mesures directes de la production primaire durant tout le cycle limnologique. Il serait utile de connaître le pourcentage de production sous la glace ainsi que les estimations des vitesses d'échange du carbone. Il en serait de même du bilan des éléments nutritifs dans chacun des lacs.

Pour déterminer les bilans et les flux des éléments nutritifs dans l'ensemble de chaque lac, il faudrait compter sur des méthodes d'analyse améliorées et sur un échantillonnage plus intensif. Les concentrations extrêmement faibles d'éléments nutritifs observées dans ces lacs constituent un problème. Nous avons besoin de méthodes dont les limites de détection soient abaissées et dont la précision soit accrue, notamment en ce qui concerne le phosphore. L'appareil CTD d'Applied Micro-systems que nous avons utilisé n'a pas permis l'obtention de renseignements entre le moment des prélèvements en vue des analyses physiques et celui des prélèvements en vue des analyses chimiques. Si c'était possible, on pourrait choisir des profondeurs pour les prélèvements destinés à l'analyse chimique afin de mieux échantillonner les tranches thermiques déterminées. Une étude plus longue (étalée sur plusieurs années) permettrait de mieux choisir les stations d'échantillonnage et procurerait de meilleures estimations des valeurs moyennes lacustres et de la variabilité interannuelle. Cette dernière peut être supérieure aux variations intra-annuelles ou interlacustres.

Des recherches supplémentaires sont aussi à faire sur la bioassimilabilité des éléments nutritifs sous leurs diverses formes. Les corrélations entre P_t et la chlorophylle laissent à désirer; la situation pourrait être corrigée si on disposait de renseignements sur la bioassimilabilité des formes de P_t. De même, il serait utile de disposer de renseignements sur l'azote bioassimilable (N_{ba}) de même que sur les sources, la composition et le devenir de N_{od}. Une fraction importante de ces matières peut ne pas être disponible pour la production biologique, ce qui entacherait d'erreurs les estimations qu'on en tire de la production potentielle de phytoplancton et de poisson.

Des études plus détaillées des interactions entre le phytoplancton, le zooplancton et le poisson, à l'échelle annuelle, seraient utiles à l'évaluation des possibilités halieutiques de ces lacs. On devrait aussi étudier l'efficacité trophique des chaînes alimentaires du Nord et l'importance du rôle qu'y jouent les bactéries et le picoplancton.

Le lac Marsh est le plus dynamique des lacs étudiés, et des études ultérieures de cette entité seraient utiles aux constructeurs de modèles de réservoirs et de réseaux hydrographiques. Le moment où survient son réchauffement printanier ainsi que les zones où ce phénomène survient devraient être étudiés. Le phénomène s'explique peut-être par la présence, dans le lac Tagish, de zones peu profondes près de son émissaire, à environ 5 km en amont du lac Marsh.

REMERCIEMENTS

Nous remercions le personnel de l'Institut national de recherche sur les eaux, notamment E. Marles et K. Suzuki, pour l'aide technique qu'ils nous ont apportée. Sur le terrain, le bureau de Whitehorse de la Division des relevés hydrologiques du Canada nous a fourni son appui et ses conseils. Nous devons aussi remercier le laboratoire de la Direction de la qualité des eaux, qui a réalisé les analyses chimiques. Le dénombrement des algues a été fait à contrat par K. Monroe, tandis que celui du zooplancton l'a été par J. Keays. Nous sommes aussi reconnaissants à C. Pharo, à R.J. Daley ainsi qu'à V. Chamberlain pour leurs observations sur le texte de notre manuscrit et à B. Gordon pour les dessins.

RÉFÉRENCES

Archibald, C.P. 1977. The effects of planktivorous fish predation, lake morphometry, and lake productivity on the limnetic zooplankton of Yukon lakes. Thèse de M. Sc. Université du Manitoba, Winnipeg, 96 p.

Ball, A.J. 1983. Temperature-Turbidity Relationships of Southern Lake Laberge, June 13 to July 20. Direction générale des eaux intérieures, Région du Pacifique et du Yukon, Vancouver (C.-B.).

Bethell, G. 1981. Start-up characteristics and performance evaluation of an anaerobic sewage lagoon north of 60°, Whitehorse, Yukon Territory. Regional Program Report No. 81-9, Service de la protection de l'environnement. Environnement Canada.

Bostock, H.S. 1946. Physiography of the Canadian Cordillera with special reference to the area north of the Fifty-fifth Parellel. Geol. Surv. Can. Mem. 247.

Bottrell, H.H., A. Duncan, Z.M. Gliwicz, E. Grygierek, A. Herzig, A. Hillbricht-Ilkowska, A. Kurasawa, P. Larsson et T. Weglenska. 1976. A review of some problems in zooplankton production studies. Norw. J. Zool. 24: 419-456.

Canada, Yukon et Colombie-Britannique. 1979. Yukon River Basin Preplanning Task Force Report. Direction générale des eaux intérieures, Vancouver. (C.-B.).

Carmack, E.C. et E.W. Marles. 1986. Physical Results from the N.W.R.I. Hydro-limnology Survey of the Yukon River system. Institut national de recherche sur les eaux, Environnement Canada. Sous presse.

Comité national canadien, DHI. Relevé canadien du bilan hydrologique des lacs. Secrétariat, Comité national canadien, Décennie hydrologique internationale, Environnement Canada, Ottawa.

Daley, R.J., E.C. Carmack, C.B.J. Gray, C.H. Pharo, S. Jasper, et R.C. Wiegand. 1981. Effets des accumulations en amont sur la limnologie du lac Kootenay (C.-B.). Institut national de recherche sur les eaux, Environnement Canada.

Duthie, H.C. 1979. Limnology of subarctic Canadian lakes and some effects of impoundment. Arct. Alp. Res. 11(2): 145-158.

Environnement Canada. 1981. Analytical Methods Manual Update. Direction générale des eaux intérieures, Direction de la qualité des eaux, Ottawa, Canada.

Environnement Canada. 1983. Sommaire chronologique des débits des cours d'eau, Yukon et T.N.-O., jusqu'à 1983. Direction générale des eaux intérieures, Direction des ressources en eau, Ottawa, Canada.

Gray, C.B.J. et R.A. Kirkland. 1982. Nutrient Composition and Bioavailability in Major Tributaries and Interconnecting Rivers of the Okanagan Basin. Institut national de recherche sur les eaux, Région du Pacifique et du Yukon, Environnement Canada.

Haney, J.F. et D.J. Hall. 1973. Sugar-coated *Daphnia*: a preservation of technique for cladocera. Limnol. Oceanogr. 18(2): 331-333.

Holmgren, S. 1985. Phytoplankton in a polluted subarctic lake before and after nutrient reduction. Water Res. 19(1): 63-71.

Jack, M.E., T.R. Osler et B.E. Burns. 1983. Water Quality Work Group Report No. 1, Yukon River Basin Commission, Affaires indiennes et du Nord Canada.

Kirkland, R.A. et E.W. Marles, 1983. Chemistry Data Atlin, Tagish, Bennett, Marsh, Laberge, and Teslin, June 1982-March 1983. Northern Hydro Limnology Program, Institut national de recherche sur les eaux, Région du Pacifique et du Yukon. Rapport de données non publié.

Lindsey, C.C., K. Patalas, R.A. Bodaly et C.P. Archibald. 1981. Glaciation and the physical, chemical and biological limnology of Yukon lakes. Can. Tech. Rep. of Fisheries and Aquatic Sciences No. 966.

Marles, E.W. 1985. Techniques de levés limnologiques à l'aide de petits aéronefs. Rapport nº 139, Collection des rapports techniques, Direction générale des eaux intérieures, Environnement Canada, Vancouver, (C.-B.).

McCauley, E. 1984. The estimation of the abundance and biomass of zooplankton in samples. Dans A Manual on Methods for the Assessment of Secondary Productivity in Fresh Waters, préparé par J.A. Downing, et F.H. Rigler, Blackwell Pub., Oxford, Angleterre.

Moore, J.W. 1978. Composition and structure of zooplankton communities in eighteen arctic and subarctic Lakes. Int. Rev. Gesamten Hydrobiol. 63(4): 545-565.

Moore, J.W. 1980. Seasonal distribution of phytoplankton in Yellowknife Bay, Great Slave Lake. Int. Rev. Gesamten Hydrobiol. 65(2): 283-293.

Mortimer, C.H. 1981. The oxygen content of air-saturated fresh waters over ranges of temperature and atmospheric pressure of limnological interest. Mitt. Int. Ver. Theor. Angew. Limnol. No. 22.

Nichlolls, K.H. et P.J. Dillon. 1978. An evaluation of phosphorus-chlorophyll-phytoplankton relationships for lakes. Int. Rev. Gesamten Hydrobiol. 63: 141-154.

Persson, G. et G. Ekbohm. 1980. Estimation of dry weight in zooplankton populations: methods applied to crustacean populations from lakes in the Kuokkel Area, Northern Sweden. Arch. Hydrobiol. 89: 225-246.

Pharo, C.H. 1981a. Lake Laberge – Bathymetry. Institut national de recherche sur les eaux, Région du Pacifique et du Yukon, Environnement Canada.

Pharo, C.H. 1981b. Marsh Lake – Bathymetry. Institut national de recherche sur les eaux, Région du Pacifique et du Yukon, Environnement Canada.

Pharo, C.H. et V.A. Chamberlain. 1983a. Tagish Lake – Bathymetry. Institut national de recherche sur les eaux, Région du Pacifique et du Yukon, Environnement Canada.

Pharo, C.H. et V.A. Chamberlain. 1983b. Bennett Lake – Bathymetry. Institut national de recherche sur les eaux, Région du Pacifique et du Yukon, Environnement Canada.

Reid Crowther & Partners Ltd. 1983. Environmental and Socio-Economic Study, Atlin Lake Storage Project. Vol. 1. Executive Summary Report prepared for Northern Canada Power Commission, Edmonton, Alberta.

Rognerud, S. et G. Kjellberg. 1984. Relationships between phytoplankton and zooplankton biomass in large lakes. Verh. Int. Ver. Theor. Angew. Limnol. 22: 666-671.

Rosen, R.A. 1981. Length-dry weight relationships of some freshwater zooplankton. J. Freshwater Ecol. 1: 225-229.

Ruttner-Koliski, A. 1977. Suggestions for biomass calculations of plankton rotifers. Arch. Hydrobiol. Beih. Ergeb. Limnol. 8: 71-76.

Shortreed, K.S. et J.G. Stockner. 1985. Trophic status of 19 subarctic lakes in the Yukon Territory. Can. J. Fish. Aquat. Sci. Sous presse.

Utermohl, H. 1958. Zur Vervollkommnung der Quantitativen Phytoplankton-Methodik. Mitt. Int. Ver. Theor. Angew. Limnol. 9: 1-18.

Withler, I.L. 1956. A Limnological Survey of Atlin and Southern Tagish Lakes. Management Publication No. 5, British Columbia Game Commission.

ANNEXE A

HYDROLOGIE DES EAUX AUX SOURCES DU BASSIN DU YUKON

Nous avons tiré nos renseignements sur l'hydrologie de la région étudiée, des archives de la Division des relevés hydrologiques du Canada et de publications sur la bathymétrie des lacs du Yukon (Pharo, 1981a, 1981b; Pharo et Chamberlain, 1983a,b).

L'amont du bassin du fleuve Yukon (figure 2) comprend dix bassins secondaires. Nous connaissons sur une longue période les antécédents des volumes d'eau en sept stations de la région étudiée (tableau A-1). Dans ce tableau, on trouvera aussi les débits maximaux et minimaux mesurés. Le débit annuel net à l'émissaire de cinq des bassins secondaires d'intérêt est donné directement (Environnement Canada, 1983). En divisant le debit par la superficie du bassin on obtient la hauteur de la lame d'eau écoulée ou indice d'écoulement. Il s'agit de la hauteur d'eau qui, couvrant tout le bassin secondaire, fournit le débit mesuré (tableaux A-2a et A-2b).

Le volume de l'écoulement du sous-bassin 1 (Laberge) peut s'estimer par soustraction du débit sortant du lac Laberge moins le débit entrant (fleuve Yukon à Whitehorse + rivière Takhini). Ceux des sous-bassins 3 (fleuve Yukon) et 9 (lac Marsh) peuvent s'estimer grossièrement si on suppose que l'indice d'écoulement de ces régions égale celui du bassin 4 (McClintock). Cette hypothèse s'appuie sur les

Tableau A-1. Débits mesurés des bassins secondaires

Rivière	N° du bassin secondaire	Débit sortant (km^3) Moy.	Maximum	Minimum	Max./moy. (%)	Min./moy. (%)
Atlin	10	2.96	3.88	2.06	131	70
Watson	7	0.162	0.183	0.128	113	79
Wheaton	6	0.234	0.390	0.176	167	75
McClintock	4	0.316	0.384	0.227	122	72
Takhini	2	1.92	2.91	1.52	151	79
Émissaire du lac Laberge (tous les bassins secondaires)		10.1	12.5	8.17	124	81
Fleuve Yukon à Whitehorse (bassins 3 à 10)		7.54	10.0	5.86	132	78
Moy. des valeurs extrêmes					134±19	76±4

Tableau A-2a. Débits sortants mesurés

Rivière	N° du bassin secondaire	Superficie (km^2)	Débit sortant (km^3)	Indice d'écoulement (m)
Atlin	10	6593	2.96	0.449
Watson	7	1172	0.162	0.138
Wheaton	6	849	0.234	0.276
McClintock	4	1624	0.316	0.195
Takhini	2	8279	1.92	0.232

Tableau A-2b. Débits sortants calculés

Entité	N° du bassin secondaire	Superficie (km^2)	Débit sortant (km^3)	Indice d'écoulement (m)
Lac Laberge	1	2189	0.64	0.292
Fleuve Yukon	3	1390	0.271	0.195
Lac Marsh	9	1218	0.238	0.195
Lac Tagish	8	5509	2.64	0.479
Lac Bennett	5	1510	0.72	0.479

motifs suivants : le degré de recouvrement glaciaire (zéro), la topographie et l'altitude semblables.

Dans les autres bassins, soit le 8 (Tagish) et le 5 (Bennett), les estimations peuvent reposer sur la supposition suivante : que leur indice d'écoulement est semblable et que leur debit total concourt à constituer le debit mesuré à la station de Whitehorse.

Grâce aux estimations des débits sortants de chaque bassin (tableau A-2a), on peut calculer les totaux partiels. Ceux-ci permettent de calculer la durée de séjour de l'eau dans chacun des lacs (tableau A-3). Les durées minimale et maximale de séjour, R_{min} et R_{max}, sont calculées grâce aux valeurs extrêmes données dans le tableau A-1.

L'estimation de l'évaporation est donnée au tableau A-4 (d'après l'étude canadienne du bilan hydrique des lacs). Il n'est pas tenu compte de ces volumes au tableau A-2, et ceux-ci ne constituent un élément important du bilan des entrées et des sorties que dans le lac Atlin, où les apports du sous-bassin ne sont pas considérés.

Tableau A-3. Durées de séjour

Lac	Volume (km^3)	Durée de séjour (an)			Vitesse de renouvellement (an^{-1})		
		R_{moy}	R_{min}	R_{max}	R_{moy}^{-1}	R_{min}^{-1}	R_{max}^{-1}
Atlin	54.4	18.4	13.7	24.2	0.05	0.07	0.04
Tagish	21.8	3.25	2.42	4.27	0.31	0.41	0.23
Marsh	1.2	0.17	0.13	0.23	5.8	7.6	4.3
Laberge	10.8	1.06	0.80	1.41	0.93	1.3	0.71
Bennett	6.0	5.37	4.01	7.06	0.19	0.25	0.14

Tableau A-4. Pertes dues à l'évaporation

Lac	Volume évaporé ($km^3 \cdot an^{-1}$)	Évaporation comme % du débit sortant
Atlin	0.239	8.1
Tagish	0.143	2.1
Marsh	0.039	0.5
Laberge	0.077	0.7

ANNEXE B

DONNÉES SUR LES ALGUES

Tableau B-1. Effectifs, biovolume et pourcentage du biovolume des algues par division ou classe, juin

Station	Profondeur (m)	Nombre ($10^6 \cdot m^{-3}$)	Volume ($mm^3 \cdot m^{-3}$)	% du volume (par classe ou division)					
				CHR	CRY	BAC	DIN	CHL	CYA
A3	2	480	30.5	51	9	35	<1	5	<1
A3	10	681	49.3	64	16	10	4	5	<1
A5	2	907	99.1	74	5	17	4	<1	<1
A5	10	1234	120	65	16	10	3	5	<1
T4	5	1176	250	72	7	13	5	3	<1
T4	20	1181	166	63	12	19	5	1	<1
M2	2	3922	281	78	2	10	10	1	<1
M2	14	2975	244	61	4	24	10	2	<1
L2	2	4114	276	75	8	14	2	<1	<1
L2	10	3732	281	55	21	20	4	<1	<1
L5	2	1807	138	72	18	5	4	<1	<1
L5	10	2237	306	44	25	15	6	10	<1

CHR – Chrysophycées (à l'exclusion des diatomées)
CRY – Cryptophycées
BAC – Bacillariophycées (diatomées) (classe)
DIN – Dinoflagellés (classe)
CHL – Chlorophycées (algues vertes)
CYA – Cyanophycées (algues bleues)

Tableau B-2. Effectifs, biovolume et pourcentage du biovolume des algues par division ou classe, août

Station	Profondeur (m)	Nombre ($10^6 \cdot m^{-3}$)	Volume ($mm^3 \cdot m^{-3}$)	% du volume (par classe ou division)					
				CHR	CRY	BAC	DIN	CHL	CYA
A3	15	3003	166	54	4	37	5	<1	<1
A5	15	1261	196	51	6	24	4	15	<1
A7	10	966	150	54	9	19	17	1	<1
T2	10	2020	123	46	3	46	4	1	<1
T4	10	3297	278	50	2	44	4	<1	<1
T6	10	2571	62.7	86	4	9	<1	<1	<1
M2	5	885	84.4	40	3	8	48	1	<1
L2	10	1609	133	77	12	5	5	<1	<1
L5	10	874	109	60	21	9	10	<1	<1
L6	10	1085	153	54	19	11	14	2	<1

CHR – Chrysophycées (à l'exclusion des diatomées)
CRY – Cryptophycées
BAC – Bacillariophycées (diatomées) (classe)
DIN – Dinoflagellés (classe)
CHL – Chlorophycées (algues vertes)
CYA – Cyanophycées (algues bleues)

Tableau B-3. Effectifs, biovolume et pourcentage du biovolume des algues par division ou classe, octobre

Station	Profondeur (m)	Nombre ($10^6 \cdot m^{-3}$)	Volume ($mm^3 \cdot m^{-3}$)	% du volume (par classe ou division)					
				CHR	CRY	BAC	DIN	CHL	CYA
A3	10	1558	50.6	72	10	14	3	2	<1
T2	15	756	69.4	42	20	17	15	5	<1
T4	15	632	63.3	32	19	33	14	1	<1
T6	15	913	28.4	71	9	15	4	<1	<1
M2	5	807	57.7	47	20	16	16	1	<1
L2	4	932	61.5	54	21	21	2	1	1
L5	15	1134	105	46	19	32	<1	2	1
L6	15	878	149	29	37	31	1	3	<1

CHR – Chrysophycées (à l'exclusion des diatomées)
CRY – Cryptophycées
BAC – Bacillariophycées (diatomées) (classe)
DIN – Dinoflagellés (classe)
CHL – Chlorophycées (algues vertes)
CYA – Cyanophycées (algues bleues)

Tableau B-4. Effectifs, biovolume et pourcentage du biovolume des algues par division ou classe, mars

Station	Profondeur (m)	Nombre ($10^6 \cdot m^{-3}$)	Volume ($mm^3 \cdot m^{-3}$)	% du volume (par classe ou division)					
				CHR	CRY	BAC	DIN	CHL	CYA
A3	1	341	25.0	34	64	<1	<1	<1	1
A5	1	297	27.0	31	33	29	4	1	2
T4	1	178	16.5	25	47	4	22	<1	1
T6	1	296	20.2	27	56	<1	16	<1	1
M2	1	674	56.6	38	36	10	8	6	2
L2	1	809	38.8	56	23	17	2	1	1
L5	1	532	31.9	40	23	30	5	<1	1
L6	1	394	20.5	33	66	<1	<1	<1	<1

CHR – Chrysophycées (à l'exclusion des diatomées)
CRY – Cryptophycées
BAC – Bacillariophycées (diatomées) (classe)
DIN – Dinoflagellés (classe)
CHL – Chlorophycées (algues vertes)
CYA – Cyanophycées (algues bleues)

ANNEXE C

DONNÉES SUR LE ZOOPLANCTON

Tableau C-1. Relations entre la longueur et la masse sèche*

Espèce	a	b	Réference	Espèce†
Cyclops scutifer	1.0866	1.5493	Bottrell et coll. (1976)	
Diaptomus pribilofensis	1.5013	1.730	Bottrell et coll. (1976)	*D. pallidus*
Heterocope septentrionalis	1.8551	1.9756	Bottrell et coll. (1976)	*H. saliens*
Senecella calanoides	1.2431	2.634	Bottrell et coll. (1976)	*D. gracilis*
Daphnia rosea	1.0727	2.8915	Bottrell et coll. (1976)	*D. longispina*
D. longiremis	1.0727	2.8915	Bottrell et coll. (1976)	
D. pulex	*1.4663*	*3.1932*	Bottrell et coll. (1976)	
Eubosmina coregoni	2.7839	2.505	Persson et Ekbohm (1980)	
Leptodora kindtii	– 0.822	2.67	Rosen (1981)	

* Ces relations sont résumées dans McCauley (1984), où ln (masse) = a + b ln (longueur) (exprimées en microgrammes et en millimètres).
† Lorsque les données pour les espèces de la colonne I ne sont pas disponibles, on a utilisé les mesures des espèces analogues ci-dessous.

Tableau C-2. Masse des rotifères selon la forme géométrique*

Genre	L (mm)	W (mm)	D (mm)	Formule du volume	Masse (μg)
Asplanchna	0.320			0.23 L^3	0.75
Cephalodella	0.295	0.180	0.10	0.52 Llh	0.28
Conochilus	0.10	0.075		0.26 Ll^2	0.015
Kellicottia	0.110	0.050		0.26 Ll^2	0.007
Keratella	0.10	0.050		0.13 Ll^2	0.003
Polyarthra	0.060			0.28 L^3	0.006
Synchaeta	0.200			0.1 L^3	0.080

* Ruttner-Kolisko (1977); densité = 1; masse sèche = 10 % de la masse humide.

L – Longueur
W – Largeur
D – Profondeur

Tableau C-3. Zooplancton (sauf les rotifères) (nombre par échantillon)

Lac	Station	Date	*Diaptomus pribilofensis*			*Cyclops scutifer*			*Heterocope* ou *(Senecella)*	*Daphnia*			*Eubosmina coregoni*	*Leptodora kindtii*
			Nauplius	Copépodite	Adulte	Nauplius	Copépodite	Adulte		*D. rosea*	*D. longiremis*	*D. pulex*		
Atlin (50 m)	A3	82-06-17	9 081	28	714	3 995	3 458	1 540	2					
	A3	82-08-19	1 668	4 600	1960	27 448	21 960	3 760	103					
	A3	82-10-14	–	949	1124	17 573	6 357	814	21					
	A5	82-06-17	6 112	39	2172	14 104	6 305	2 424	20			9	5	
	A5	82-08-19	1 060	6 738	3588	6 546	14 175	918	403			26		
	A7	82-08-19	2 475	5 178	6288	17 917	10 800	528	647			34		
Tagish (50 m)	T2	82-08-20	242	10 539	8025	48 175	13 803	321	1268			50	10	
	T2	82-10-17	30	4 655	3134	8 962	42 687	159	277		10	18		
	T4	82-06-15	24 600	25	800	3 900	17 025	1 975	3196			4	75	
	T4	82-08-20	4 203	9 608	5251	65 191	10 132	1 313	638			29	1575	
	T4	82-10-17	108	5 724	4212	10 044	64 800	182	139			8	864	
	T6	82-08-20	256	2 672	475	6 954	6 771	1 623	20	3	6		61	
Marsh (25 m)	M2	82-06-16	8 487	2 067	86	540	1 855	619	22		141		18	
	M2	82-08-18	166	762	22	753	986	102			3 494		426	81
	M2	82-10-14	–	585	54	5 850	9 165	78			14 000		663	3
Laberge (50 m)	L2	82-06-19	30 863	–	2418	95 059	5 022	14 508	(265)	186	10		10	
	L2	82-08-24	489	20 428	186	64 494	51 612	1 684	(93) 5	2385	9 257	3	47	1
	L2	82-10-16	–	1 624	1995	41 183	45 999	86	(6)	1226	5 444		485	
	L5	82-06-19	17 300	273	3417	88 900	6 526	6 321	(419) 15	13	4	2	23	
	L5	82-08-24	855	11 020	1140	204 500	55 290	3 230	(115) 5	5130	7 695		1045	1
	L5	82-10-16	20	1 120	2590	75 780	36 500	70	(2)	525	4 130		175	
	L6	82-08-24	734	9 870	105	58 013	65 940	2 993	(107) 6	6983	11 666		263	3
	L6	82-10-16	30	510	1275	24 092	10 594	28		623	7 252		283	

Tableau C-4. Rotifères (nombre par échantillon)

Lac	Station	Date	*Conochilus*	*Keratella*	*Kellicottia*	*Asplanchna*	*Cephalodella* ou *Polyarthra*		*Synchaeta*
Atlin (50 m)	A3	82-06-17			42			40(P)	
	A3	82-08-19	1 000		1 800				
	A3	82-10-14		20	760				
	A5	82-06-17			58				
	A5	82-08-19	3 412		11 681				
	A7	82-08-19	8 280		8 376				
Tagish (50 m)	T2	82-08-20	10 432		5 778			54(P)	
	T2	82-10-17			1 330			32(P)	
	T4	82-06-15	200	25	200			50(C)	
	T4	82-08-20	24 830		11 290	20		53(P)	
	T4	82-10-17	27 972		24 786	54			
	T6	82-08-20	1 232		1 891				
Marsh (25 m)	M2	82-06-16	144	53	6 289		18(P)	495(C)	2 400
	M2	82-08-24	156	269	8 915			5532(C)	48 070
	M2			624	15 483			156(C)	4 134
Laberge (50 m)	L2	82-06-19	1 054		686				
	L2	82-08-24	33 847	47	2 291	94		47(P)	
	L2	82-10-16	2 889	29	2 024	15		285(P)	
	L5	82-06-19	444		854				
	L5	82-08-24	29 735	190	5 890			475(P)	
	L5	82-10-16	2 385		2 170				
	L6	82-08-24	165 533		4 624	5		53(P)	
	L6	82-10-16	2 633		1 841	1 105			